

UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**Evaluación de concha negra (*Anadara tuberculosa* y
Anadara similis) en los manglares de Puerto Pizarro,
Tumbes - Perú, mediante un modelo de biomasa
dinámica.**

TESIS

Para optar el título de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería

AUTOR

Pablo Martin Marín Abanto

ASESOR

Marco Antonio Espino Sánchez

Lima – Perú

2013

DEDICATORIA:

A mi familia y en especial a mi madre por su apoyo incondicional y sus buenos consejos, que animan a seguir mis metas.

Eternas Gracias

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, por darme la oportunidad de lograr mí meta.

Al Instituto del Mar del Perú, por permitirme realizar la tesis.

A mi asesor Mg. Marco Antonio Espino Sánchez, por sus buenos consejos e incentivar mi desarrollo profesional en la investigación de la ciencia pesquera.

A la Blga. Carmen Rosario Yamashiro Guinoza por darme la oportunidad de realizar satisfactoriamente la tesis en la Unidad de Investigación de Invertebrados Marinos, a sus sugerencias y críticas que fueron de mucha ayuda en la investigación.

A mi Co-asesor Elmer Ordinola Zapata por los conocimientos impartidos en la investigación de la concha negra y darme la oportunidad de realizar la tesis.

A Juan Arguelles por su ayuda y enseñanza en la evaluación pesquera, procesos estadísticos desarrollados y la confianza brindada.

A Anatolio Taype, Ricardo Tafur, Marianelly Sanjinés, Silvia Aguilar y Luis Mariátegui por su apoyo y confianza brindada en la unidad.

A todas aquellas personas que de una u otra forma han contribuido en el desarrollo y culminación de la tesis.

RESUMEN

El modelo de biomasa dinámica de Schaefer fue usado para evaluar el estado de la pesquería del recurso “concha negra” (*Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*), usando los datos de captura, esfuerzo y CPUE procedentes de los registros del IMARPE de los manglares de Puerto Pizarro, durante el periodo 1996 - 2010.

El modelo aplicado es resuelto por error de proceso, que es uno de los más utilizados para estimar los parámetros de los modelos cuantitativos, el proceso de ajuste se hizo mediante la suma de la máxima verosimilitud, el cual presentó un buen ajuste del modelo en función a las características del recurso. La incertidumbre de los parámetros del modelo y las variables derivadas fueron obtenidas mediante el bootstrap no-paramétrico. Los parámetros poblacionales estimados fueron: K : 66036 kg, r : 0.23 kg*año⁻¹ y q : 0.000125, con esta base se calcularon los principales puntos de referencia RMS : 3806 kg E_{RMS} : 1489 viajes y F_{RMS} : 0.12. Así como, la relación entre la biomasa actual y la biomasa prístina B_{2010}/K : 0.2, B_{2010}/B_{1996} : 0.41 y la relación entre la mortalidad por pesca actual y la mortalidad por pesca al RMS F/F_{RMS} : 2. De acuerdo con el análisis de estos resultados el recurso se encuentra sobreexplotado, encontrándose el 74% de la biomasa por debajo de aquella del máximo rendimiento sostenible. Las proyecciones de la biomasa sugieren que el nivel de explotación no debe sobrepasar los 1000 kg para evitar el colapso de la pesquería.

Palabras claves: Concha negra, Evaluación, Modelo de biomasa dinámica, Manglar, Tumbes.

ABSTRACT

The model of Schaefer biomass dynamics was used to assesment the status of the fishery for *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* as a single resource black shell. Catch, effort and CPUE data from IMARPE registered in Port Pizarro for the period 1996-2010. The model is solved by process error, which is one of the most used for estimating the parameters of quantitative models; the adjustment was made by maximum likelihood, which presents a good fit of the model according to the biology of the resource. The uncertainty of the model parameters and derived variables were obtained by non-parametric bootstrap. The parameter of the biomass dynamics model were: K: 66036 kg, r: 0.23 kg*year⁻¹ and q: 0.000125, the estimation of the point reference were: RMS: 3806 kg, E_{RMS}: 1489 tasks y F_{RMS}: 0.12. Also the relationship between B₂₀₁₀/K: 0.2, B₂₀₁₀/B₁₉₉₆:0.41 and F₂₀₁₀/F_{RMS}: 2 to make a diagnosis of the resource status. The results of the analysis indicate that the resource is overexploited, found 74% of the biomass at maximum sustainable yield, the biomass projections suggest that the exploitation rate should not exceed 1000 kg to avoid collapse of the fishery.

Keywords: black shell, Assessment, Biomass dynamics model, Mangrove, Tumbes.

INDICE

I. INTRODUCCION.....	1
II. MARCO TEÓRICO.....	3
2.1 Taxonomía de la concha negra.....	3
2.2 Distribución y Hábitats.....	3
2.3 Manglares de Tumbes.....	4
2.4 El Recurso “concha negra” (<i>Anadara tuberculosa</i> y <i>Anadara similis</i>).....	5
2.5 Pesquería de concha negra.....	6
2.6 Bases biológicas de la producción excedente.....	7
2.6.1 Supuestos biológicos de los modelos de producción.....	9
2.7 El modelo de Graham y Schaefer.....	10
2.8 El Modelo de Hilborn y Walters.....	11
2.9 Incorporación de errores al modelo de biomasa dinámica.....	12
2.10 Puntos biológicos de referencia del modelo de biomasa dinámica.....	13
2.11 Evaluación y manejo pesquero.....	14
III. OBJETIVOS.....	15
3.1 Objetivo general.....	15
3.2 Objetivos específicos.....	15
IV. MATERIALES Y METÓDOS.....	16
4.1 Los datos.....	16
4.2 Modelo de biomasa dinámica.....	17
4.3 Error de proceso del modelo de biomasa dinámica.....	17
4.4 La verosimilitud como criterio de calidad de ajuste.....	18

4.5 Restricciones y referencias para el ajuste del modelo.....	19
4.6 Puntos biológicos de referencia.....	21
4.7 Intervalos de confianza.....	23
V. RESULTADOS.....	25
5.1. Estimación de biomasa.....	26
5.2 Parámetros del modelo.....	28
5.3 Puntos Biológicos de Referencia.....	28
5.4 Diagnóstico del recurso.....	32
5.5 Proyección de Biomasa.....	33
VI. DISCUSIÓN.....	35
VII. CONCLUSIONES.....	44
VIII. RECOMENDACIONES.....	46
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	47
X. ANEXOS.....	55

INDICE DE TABLAS

- **Tabla 1.** Valores de Capturas, Esfuerzo y CPUE de “concha negra” en los manglares de Pto. Pizarro, para el periodo 1996-2010.....16
- **Tabla 2.** Parámetros de crecimiento de *Anadara tuberculosa* y *A. similis*.....21
- **Tabla 3.** Principales puntos de referencia derivados del modelo de biomasa dinámica de Schaefer.....22
- **Tabla 4.** Parámetros calculados por el modelo de biomasa dinámica, mediante el error de proceso y ajuste de máxima verosimilitud.....28
- **Tabla 5.** Resultados del ajuste del modelo dinámico con sus correspondientes coeficientes de variación (CV) e intervalos de confianza (IC) mediante el Bootstrap.....30
- **Tabla 6.** Indicadores del estado de explotación de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro33
- **Tabla 7.** Biomasa y tasa de mortalidad por pesca estimada de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.....54

INDICE DE FIGURAS

▪ Figura 1. Tendencia del área del manglar en Perú.	4
▪ Figura 2. Diagrama de flujo del procedimiento del modelo de biomasa dinámica de Schaefer (HILBORN Y WALTER, 1992) con error de proceso ajustado mediante la máxima verosimilitud.....	23
▪ Figura 3. Captura, esfuerzo y CPUE, para la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro, durante el periodo 1996-2010.....	25
▪ Figura 4. Estimación de la CPUE de “concha negra”, mediante el modelo de biomasa dinámica de Schaefer con error de proceso.....	27
▪ Figura 5. Estimación de la biomasa de “concha negra” mediante el modelo de biomasa dinámica de Schaefer.....	27
▪ Figura 6. Biomasa estimada B_t y B_{RMS} de la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.....	29
▪ Figura 7. Captura anual y RMS de la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.....	29
▪ Figura 8. Esfuerzo estimado E_t y Esfuerzo al RMS de la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.....	31
▪ Figura 9. Mortalidad por pesca estimado F_t y Mortalidad por pesca al RMS de la pesquería de concha negra en los manglares de Puerto Pizarro.....	31
▪ Figura 10. Distribución de las frecuencias de r , k , RMS , B_{RMS} , E_{RMS} y F_{RMS} obtenido mediante el bootstrap con 5000 iteraciones.....	32

▪ Figura 11. Simulación de la evolución de la biomasa bajo distintos niveles de cuota de pesca en la pesquería de “concha negra”	34
▪ Figura 12. Relación entre la CPUE y la captura de “concha negra”	37
▪ Figura 13. Relación entre el esfuerzo pesquero y la captura de “concha negra” ...	38
▪ Figura 14. Relación entre la CPUE y Longitud valvar de “concha negra” en las capturas.....	39
▪ Figura 15. Relación entre la CPUE y Densidad de “concha negra”	39
▪ Figura 16. Frecuencia de distribuciones de biomasa anual, obtenidas por el Bootstrap con 5000 iteraciones para cada caso.....	55
▪ Figura 17. Estimación de la biomasa promedio (simulada) línea gruesa y los intervalos de confianza (IC) línea discontinua, de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.....	56
▪ Figura 18. Máxima verosimilitud del modelo de biomasa dinámica con error de proceso.....	57

I. INTRODUCCIÓN

Anadara tuberculosa (Sowerby, 1833) se distribuye desde Laguna la Ballena, Baja California hasta Tumbes, Perú (MORRIS, 1966) y *Anadara similis* (C.B. Adams, 1852) desde Corinto, Nicaragua hasta Tumbes, Perú (KEEN, 1971). Habitan áreas fangosas y comparten el mismo ecosistema de manglar (MALCA ET AL., 1996), por lo cual la investigación involucrara a ambas especies como el recurso “Concha negra” para su evaluación.

La “concha negra” es un recurso extraído para el consumo humano directo, el cual es catalogada como fuente de empleo para muchas personas, que en su mayoría son de estratos socioeconómicos muy bajos y desorganizados (MACKENZIE, 2001). Sin embargo, el desarrollo de actividades antropicas en el ecosistema del manglar, han conllevado a la disminución de los bancos naturales de concha negra en las últimas décadas (FAO, 2007).

Los estudios sobre la pesquería de concha negra, han determinado el estado sobre-explotado del recurso (POMA ET AL., 1980; VIVAR, 1996; ORDINOLA ET AL., 2010). GUTIÉRREZ ET AL. (1980), precisaron que durante la década de los setenta la captura anual promedio en los manglares de Puerto Pizarro fue alrededor de 75 toneladas. Actualmente esta cifra es muy baja, llegando a 2 toneladas durante el 2010.

La actual explotación del recurso debe convertir los conceptos de evaluación y manejo en una vía necesaria para lograr el objetivo del desarrollo sustentable. Aunque no se dispone de información como la estructura de la captura y vectores de crecimiento, las estimaciones de abundancia deben ser encaradas a través de los modelos de biomasa dinámica, conocidos generalmente como modelo de producción excedentaria o modelos

globales, característicos por ser relativamente sencillos, fáciles de entender y presentar, y no requieren de muchos datos para la estimación de la biomasa.

En Perú, MENDO Y TAM, (1993) modificaron el modelo de SCHAEFER (1954) para representar como el ambiente induce en las variaciones de la productividad en el camarón peneido en el norte de Perú, donde discute que los diferentes cambios de las capturas del camarón están relacionados a los diferentes estados de la capacidad de carga. (MACHII Y RODRIGUEZ, 1990) aplicaron el modelo de Schaefer, utilizando como esfuerzo de pesca el factor de caballos de fuerza y como variable ambiental las descargas del río Tumbes para determinar el máximo rendimiento sostenible del camarón peneido.

En el presente estudio se evalúa el recurso “Concha negra” (*Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*), mediante el modelo de biomasa dinámica de HILBORN Y WALTERS (1992), determinando así el estado del recurso y generando conocimiento importante para establecer un plan de manejo que asegure la sustentabilidad del recurso “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Taxonomía de la “concha negra”

Phylum	Mollusca Cuvier, 1797
Clase	Bivalvia Linnaeus, 1758
Subclase	Autobranchia Grobben, 1894
Orden	Arcida Gray, 1854
Familia	Arcidae Lamarck, 1809
Género	<i>Anadara</i> Gray, 1847
Especies	<i>Anadara tuberculosa</i> (Sowerbi, 1833) <i>Anadara similis</i> (Adams, 1852).

2.2 Distribución y Habitat:

Las especies *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* están íntimamente ligadas a la existencia del sistema ecológico de los manglares, en la costa del Pacífico de diez países desde, Golfo de California México hasta Tumbes, Perú (MACKENZIE, 2001). De acuerdo a MALCA (2005), estos bivalvos viven enterrados en el fango a una profundidad que varía de 1 a 30 cm y se ha podido comprobar que la constitución de las superficies fangosas y la presencia de vegetación tipo mangle tienen que ver con la distribución de estas conchas, pues no han sido encontradas en los fangos arenosos o en zonas abiertas desprovistas de árboles de mangle. Estos factores, así como la pendiente de la franja paralela a los canales de marea determinan la anchura de los bancos naturales de “concha negra”. En áreas de pendiente suave los bancos pueden llegar a 50 metros de ancho, en cambio en los de mayor pendiente pueden llegar a 5 metros e incluso no alcanzar desarrollo alguno.

2.3 Manglares de Tumbes

Los manglares de Tumbes se desarrollan en un clima semiárido, con influencia del sistema oceánico, la temperatura media oscila entre los 22 y 27 °C y la humedad relativa media mensual se presenta entre los 72 y 86 por ciento. Durante el evento extraordinario El Niño, ocurren precipitaciones abundantes, como los registrados en 1997-98, alcanzando los 2700 mm. Durante el 2001-02 se presenciaron precipitaciones elevadas de 450 mm, pasando a una situación de sequía 120 mm durante el 2003-05 y elevándose nuevamente las precipitaciones entre 350 mm a 600 mm durante el 2006-08.

La FAO (2007) desde hace muchos años los manglares han sido objeto de extracción pesquera con fines comerciales, en especial la utilización de recursos hidrobiológicos (crustáceos, moluscos y peces) y en su mayoría sin criterios de uso sustentable, lo que ha ocasionado alteraciones ambientales que han conducido a su reducción paulatina y más aun con el desarrollo de la acuicultura en las ultimas décadas, con un máximo de 9360 hectáreas en 1976 y disminuyendo progresivamente, decayendo por debajo de 4500 en la ultima década (Fig.1).

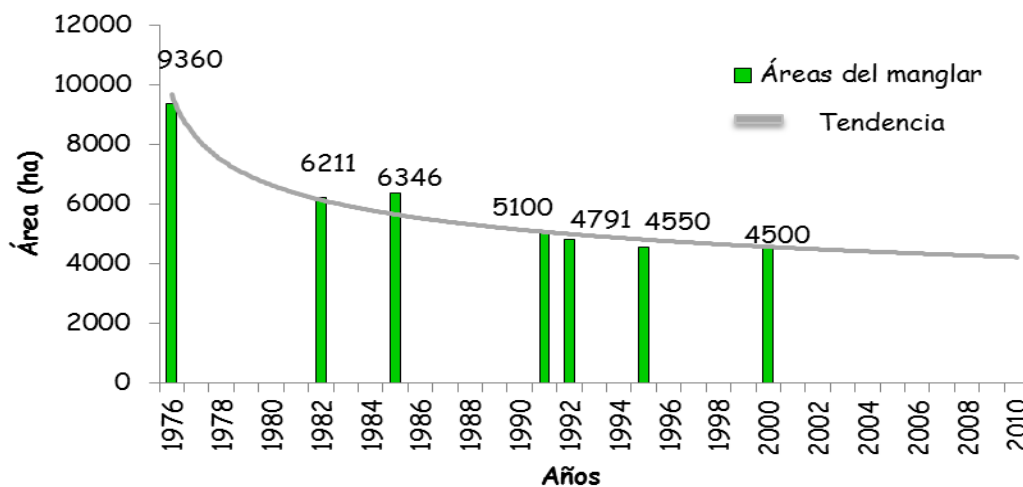


Figura 1. Tendencia del área del manglar en Perú (Fuente: FAO, 2007)

En 1988, el gobierno Peruano declaró el Santuario Nacional de Tumbes con una cobertura de 2972 hectáreas de área de manglar, con el objetivo de contrarrestar la deforestación y las altas tasas de explotación que han llevado a los recursos naturales a situaciones críticas en países como El Salvador, Honduras y Ecuador (MacKenzie, 2001). El crecimiento de la población urbano-rural, provoca una fuerte presión sobre las áreas naturales, especialmente sobre los manglares, provocando avance de la frontera agrícola, con deterioro del bosque seco. Estando prohibida la tala del mangle por la ley, sin embargo la construcción de canales y diques que se construyen entre los manglares podrían afectar la hidrología del ecosistema.

2.4 El Recurso “*Concha negra*” (*Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*)

En el contexto de evaluación pesquera GULLAND (1983), estableció que para efectos de la ordenación pesquera, la definición de “unidad de stock” (entiéndase por stock a recurso o parte de la población sujeto a la actividad pesquera) es una cuestión operativa, es decir que un grupo de organismos puede ser considerado como stocks si se puede prescindir de las diferencias morfológicas, fisiológicas, ecológicas etc., dentro del grupo.

Si observamos las características principales del ciclo vital de las especies del género *Anadara* destacan: hábito sedentario, tasa de crecimiento lento, fecundación externa con larva planctónica de vida corta, que luego se fijan en el sustrato o sobre conchas adultas y desovan durante todo el año como lo mencionan varios autores (BROOM 1983; CRUZ 1984; ISHIYAMA Y TERUKINA 1987; INPA 1996; FLORES 2002). En este caso para el género *Anadara* (*A. tuberculosa* y *A. similis*) está íntimamente ligado a la existencia del sistema ecológico de los manglares en el Pacífico Sudamericano (MALCA, 2005), presentando una morfología de sus conchas muy similares (BORDA Y CRUZ 2004), conformando bancos naturales de carácter multi-específico, el cual está sometido a la misma presión pesquera y es comercializado como una sola especie, haciendo factible su evaluación en conjunto.

2.5 Pesquería de la concha negra

La extracción de la concha negra se realiza mediante viajes de pesca (faenas) que, fluctúan entre 3 a 4 horas, dependiendo de los niveles de mareas (aguaje o quiebra) y de la pendiente de los bancos, tal es el caso que en bancos con escasa pendiente, la marea llena más rápidamente en temporada de aguaje respecto a otros con mayor pendiente, reduciendo el tiempo de trabajo. Los concheros se trasladan a los bancos en canoas en número de dos a más, algunos pernoctan varios días en el manglar para aprovechar la bajamar, la extracción de la concha se realiza introduciendo las manos en el fango y se extrae la concha al contacto.

Los estudios referentes a la evaluación y manejo pesquero del recurso están muy limitados. POMA ET AL., (1980), destacó el aumento en los niveles de explotación de esta especie con el correr del tiempo, poniendo en riesgo el estado del recurso. Al respecto VIVAR (1996), afirmó que la “concha negra” (*A. tuberculosa*) es una especie en proceso de sobreexplotación, con volúmenes crecientes de extracción.

MALCA ET AL., (1996), estimaron una población aproximada de 20 millones de concha negra para todo el ecosistema del manglar, muy superior a la reportada por ORDINOLA ET AL., (2010) que estimaron en el 2007 una población de 5.36 millones de *Anadara tuberculosa*, y una población de 2.2 millones de *Anadara similis*, cifras que deben ser tomadas con la debida reserva y que de ser confirmadas implicarían a corto plazo el colapso de la pesquería del recurso.

En la región de Tumbes, LLANOS ET AL., (2010) mostraron la variación valvar promedio en el período (1998-2005), así como los porcentajes de ejemplares de tallas comerciales (talla mínima de captura, TMC = 45 mm), apreciándose una tendencia decreciente en las tallas, acentuándose esta situación entre el 2004 y 2005 en 43.9 mm. También evidenciaron un incremento paulatino del porcentaje de ejemplares menores a la talla

mínima de captura, llegando en el 2005 a 57.5% de ejemplares con tallas menores a las permitidas.

DÍAZ Y ORLIEB (1993), afirmaron que *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* son afectadas por el evento El Niño debido a la alta mortalidad a causa de la disminución de la salinidad y la concentración de oxígeno disuelto. LLANOS ET AL., (2010), postularon que las capturas están directamente influenciadas por los eventos EL Niño, elevándose las mismas durante el transcurso, tal como ocurrió en 1997-98. FÉLIX (2009) reportó en México que sus más altas capturas anuales coincidieron con la ocurrencia El Niño (1992-93, 1997-98).

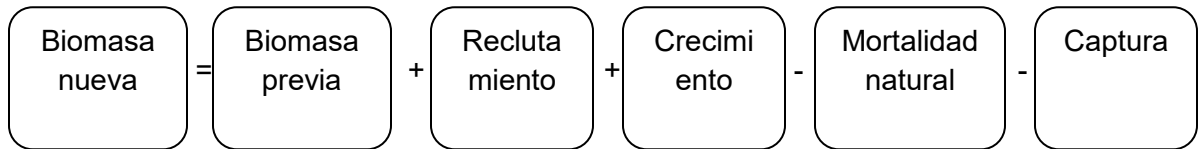
Bajo un enfoque precautorio se prohibió la extracción del recurso concha negra entre el 15 de febrero y el 31 de marzo de cada año bajo Resolución Ministerial N° 014-2006-PRODUCE, a fin de proteger los procesos de reproducción, crecimiento y reclutamiento de la especie, así como una talla mínima de captura de 45 mm impuesta mediante Resolución Ministerial N° 209-2001-PE.

2.6 Bases biológicas del excedente de producción

Los modelos de producción describen la situación de explotación de un recurso pesquero a través del concepto excedente de producción. Estos modelos consideran los cambios de biomasa del stock en su globalidad, y su relación con el esfuerzo total de pesca aplicado y el rendimiento total obtenido del stock, sin entrar en detalle sobre los parámetros de crecimiento, mortalidad o el efecto de la selectividad sobre la edad del recurso.

El concepto de excedente de producción se puede rescatar del axioma de RUSSELL (1931), quién planteó lo siguiente: (a) si en un año dado se captura más de lo que se reemplaza por procesos naturales, la biomasa del stock disminuirá; (b) si las pérdidas equiparan las ganancias, el tamaño del stock será el mismo al término del año; y (c) si el

reemplazo natural es mayor que las pérdidas por capturas, el tamaño del stock aumentara al termino del año. Donde:



El reclutamiento más el crecimiento en peso representan la producción total. Si se denota por R al reclutamiento, G al crecimiento y P a la producción total, entonces

$$P = R + G$$

Cuando no existe pesquería (captura=0), las poblaciones naturales tendrán un excedente de producción solo si el reclutamiento y el crecimiento superan las pérdidas por mortalidad natural, es decir:

Si $R+G>M \Rightarrow$ Existe excedente de producción

Si $R+G=M \Rightarrow$ Equilibrio, no existe excedente de producción

Si $R+G<M \Rightarrow$ Existe déficit, no existe excedente.

Por lo tanto, el excedente de producción es la cantidad de biomasa que permitirá incrementar el tamaño de la población o stock en la ausencia de explotación (HILBORN Y WALTERS 1992).

En el caso de una población explotada, se puede señalar que una pesquería podría obtener el excedente de producción, ya que estaría cosechando solo lo que la población produce en exceso. En otras palabras, el excedente de producción podría ser la cantidad de captura que puede ser obtenida de la población con el objeto de mantener la biomasa estabilizada en algún nivel.

Los modelos de producción fueron concebidos sobre la base teórica que plantea que una población cualquiera posee alguna forma de crecer en condiciones naturales en su medio, que es tal que genera excedentes (en número de individuos o biomasa), a menos que este crecimiento se vea limitado por la capacidad carga que soporte el medio ambiente. Debido a que los modelos de producción son mucho más sencillos que los modelos analíticos, los datos requeridos son también menores. No requiere, por ejemplo, necesidad de determinar la edad. Esta es una de las principales razones de la popularidad de los modelos de producción para la evaluación. Los modelos de producción se pueden aplicar cuando se cuenta con registros de rendimiento por especie y del esfuerzo aplicando en un cierto número de años, durante los cuales debe haber variado en forma apreciable.

2.6.1 Supuestos biológicos de los modelos de producción

El razonamiento biológico en el que se sustentan los modelos de producción, fue formulado adecuadamente por RICKER (1975):

- a) Cuando la biomasa del stock está cerca de la máxima densidad que el medio puede soportar, se reduce la eficacia de la reproducción y generalmente el número real de reclutas es menor en densidades más bajas. En esta situación, una reducción en el tamaño del stock permitirá aumentar el reclutamiento.
- b) Cuando la disponibilidad de alimento es limitada, la conversión de éste en carne es menos eficiente si el stock es de mayor tamaño. Cada pez de gran tamaño obtiene menos alimento; por lo tanto la proporción mayor de éste se utiliza sólo para mantener la vida y una parte más pequeña se traduce en crecimiento.
- c) Un stock no explotado tiende a presentar, relativamente, más individuos viejos que un stock explotado. Esto da lugar a una disminución de la producción, por lo menos en dos formas (i) los peces de mayor tamaño tienden a comer presas más grandes, por lo que

pueden introducir un nuevo paso a las pirámide alimentaria, con la consiguiente pérdida de eficiencia en la utilización de la producción básica de alimento; y (ii) los peces más viejos convierten carne una proporción más pequeña del alimento que consumen, en parte debido a que el organismo de los individuos maduros destina anualmente muchas sustancias a la maduración y a la producción de gametos.

2.7 El modelo de Graham y Schaefer

Los modelos de producción excedente y los conceptos básicos de la modelación en la biología pesquera según SCHAEFER (1954 y 1957) y la formulación de RUSSELL (1931) antecede los años 30s del siglo XIX (QUINN Y DERISO, 1999). El primer modelo pesquero cuantitativo fue construido por Graham en 1935 (MEGREY Y WESPESTAD, 1989), pero Schaefer mostró teóricamente que existe un vínculo entre la abundancia y las capturas sustentables posibles.

Entonces teóricamente es posible monitorear el rendimiento del recurso mediante la CPUE (QUINN Y DERISO 1999). Debe enfatizarse que el modelo de Schaefer consiste en dos modelos: el modelo sigmoideal del crecimiento poblacional y el modelo de observación que asume la CPUE como indicador de la biomasa, en caso de los recursos marinos, a menudo no puede ser medida directamente. En la bibliografía, la existencia de una relación directa entre la CPUE y la biomasa frecuentemente ha sido cuestionada, especialmente en el caso de recursos que forman bancos o cardúmenes. Varios autores (WALTERS Y HILBORN 1976; COPPOLA Y PASCOE 1996; PUNT Y HILBORN 1996; HADDON 2001) propusieron funciones cuadráticas, logarítmicas o de otro tipo, que toman en cuenta el problema de la relación a biomasa bajas.

Pronto surgieron dudas señaladas por diferentes autores (DOUBLEDAY, 1976; HILBORN, 1979; HENEMUTH *ET AL.*, 1980) sobre el concepto del equilibrio, que introdujo Schaefer para ser capaz de calcular los modelos. Estos autores indicaron que la explotación de un

recurso, sin tomar en cuenta la variabilidad natural como fuente de variabilidad de reclutamiento y rendimiento de los stocks pesqueros, podría ser problemática. Pese a que en el pasado se usó el modelo de producción excedente en el equilibrio por la posibilidad de obtener una solución analítica, con las microcomputadoras modernas, hoy es fácil emplear el modelo en su forma discreta. Así, el modelo en estado de equilibrio ha sido abandonado con fines de la evaluación de recursos pesqueros (HILBORN Y WALTERS 1992; PUNT 1994; PUNT Y HILBORN 1996; HADDON 2001).

2.8 El Modelo de Hilborn y Walters

El modelo asume que los cambios en el tamaño de la población son causados por la iteración entre factores, como el crecimiento, el reclutamiento de juveniles que migran a las zonas de pesca, además de la mortalidad natural y por pesca. La magnitud de este efecto depende de factores como: la estructura de tallas y por edades de la población, variaciones ambientales, patrones ambientales, patrones espaciales de la densidad a través de las zonas de pesca y la biomasa histórica y actual de la población.

Para evitar los problemas asociados al uso del modelo en el equilibrio de la forma original, HILBORN Y WALTERS (1992) expresaron este modelo en su forma discreta considerando el período anual como la base de cálculo de la biomasa en el año t :

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{k}\right) - C_t$$

Correspondiendo al modelo de observación también en forma discreta:

$$CPUE_t = \frac{C_t}{E_t} = qB_t$$

Donde B_t y B_{t+1} son las biomásas de dos años sucesivos, r es la tasa intrínseca de crecimiento, k es la capacidad de carga del ecosistema, C_t y E_t son la captura y el esfuerzo pesquero del año t y q el factor de observación (en otros trabajos denominado como coeficiente de capturabilidad).

El modelo, tanto en forma discreta como en la formulación original de Schaefer, según varios autores (PUNT, 1994; TERRENCE Y DERISO, 1999; JENSEN, 2002; JENSEN, 2005) idealmente es aplicable a recursos más o menos longevos con una tasa intrínseca r relativamente baja. Para recursos con una r muy alta, como por ejemplo para sardina o la anchoa, y con una resolución anual, la forma dinámica produce resultados poco confiables. En estos casos es mejor utilizar datos con mayor resolución temporal, si están disponibles (PUNT Y HILBORN 1996). Más aun, a valores de la tasa de crecimiento intrínseca $r > 2.5$, el modelo adquiere un comportamiento caótico.

2.9 Incorporación de errores al modelo de biomasa dinámica

Para tomar en cuenta el hecho de que ni las mediciones pueden ser exactas ni los procesos perfectamente representados en la modelación, se hace indispensable incorporar estimaciones de incertidumbre a los modelos. Generalmente existen dos tipos de error o incertidumbre, que se mide mediante la comparación de los valores observados con los estimados.

El primer tipo de incertidumbre es el **error de proceso** que intenta considerar que cualquier modelo es una simplificación de la realidad, y que no puede incorporar todos los factores que influyen en el sistema modelado. El segundo es el **error de la observación**, que busca considerar el problema de la medición, que nunca puede ser completamente exacta sino que siempre incorpora un cierto sesgo (HILBORN Y WALTERS 1992). Al principio los modelos de producción excedente fueron aplicados para calcular el RMS y el $ERMS$ (el esfuerzo pesquero correspondiente a RMS) sin tomar en cuenta ningún error y

posteriormente se desarrollaron los modelos pesqueros primero con error de proceso y luego con error de observación.

Aunque varios autores (HILBORN Y WALTERS 1992; CHEN Y ANDREW 1998; HADDON 2001; PUNT 2003) reconocieron que por lo general ambos tipos error pueden estar involucrados, en general su consideración simultánea no resulta viable en función de la información disponible.

2.10 Puntos biológicos de referencia del modelo de biomasa dinámica

Para traducir los resultados de la evaluación al proceso de toma de decisiones se intenta manifestar los objetivos de los grupos involucrados en la explotación de un recurso como **puntos de referencia** (PR). Para eso, a partir de los objetivos o intereses de los grupos involucrados en la explotación de un recurso pesquero y la formula como un criterio conceptual, que se puede convertir en un punto de referencia técnico (PRT) que pueda ser implementado cuantitativamente en el manejo de la pesquería. Un **punto de referencia** se define como un valor convencional, derivado de análisis técnicos, que representa el estado de una pesquería o población, y cuyas características se cree que son útiles para el manejo de un stock (CADDY Y MAHON 1995).

Los puntos de referencia nos brindan la base de las características biológicas de la pesquería; es decir, la elección de cualquier punto de referencia que se derive de un modelo, implica que el fundamento matemático de dicho modelo refleja lo más fielmente posible la dinámica de la población. Para proteger el recurso a mediano y largo plazo es importante definir y enmarcar un área crítica, que indique cuando la integridad del recurso corre riesgo de colapsar y donde se requiere una intervención, como reducir el esfuerzo o la mortalidad por pesca.

El RMS (máximo rendimiento sostenible), sus niveles equivalentes en biomasa (B_{RMS}), esfuerzo (E_{RMS}) y mortalidad por pesca (F_{RMS}) fueron formulados inicialmente para el modelo simétrico de Schaefer, por lo tanto la correspondencia de estos puntos de referencia con otros planteamientos dependerá del modelo de producción usado (FOX, 1970). Sobre las equivalentes de los puntos de referencia existe considerable literatura (HILBORN Y WALTERS, 1992; POLACHEK ET AL., 1993).

2.11 Evaluación y manejo pesquero

En términos generales, el manejo exitoso de un recurso natural requiere de conocer el recurso lo suficiente como para obtener la posibilidad de pronosticar el comportamiento y rendimiento de su abundancia, así como la producción que la sociedad o sus comunidades pueden derivar del recurso sin afectar su sustentabilidad. Sin embargo, la primera parte es la evaluación del recurso que suministra la base para tomar decisiones. Generalmente, es entendido que el manejo de un recurso tiene que ser de una forma que permita el uso sustentable del recurso.

III. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general:

- Determinar el estado actual de la pesquería de “concha negra” (*Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*) en los manglares de Puerto Pizarro mediante un modelo de biomasa dinámica.

3.2 Objetivos específicos:

- Estimar la biomasa de “concha negra” (*Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*) en los manglares de Puerto Pizarro usando el modelo de biomasa dinámica.
- Determinar los parámetros poblacionales y los puntos de referencias derivados del modelo de biomasa dinámica.
- Determinar el desempeño del modelo de biomasa dinámica de acuerdo a las características del recurso.
- En base a los resultados obtenidos, generar conocimiento suficiente para proponer estrategias de manejo.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Los datos

Se utilizaron los datos de capturas y esfuerzo pesquero de la pesquería artesanal de la “concha negra” de los manglares de Puerto Pizarro que dispone IMARPE en Tumbes. Se dispone de una serie de captura de 1996-2010 y una serie de esfuerzo pesquero del 2001 al 2010 (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de Capturas, Esfuerzo y CPUE de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro, durante el periodo 1996-2010. *Esfuerzos estimados a través de un análisis retrospectivo.

Años	Captura (kg)	Esfuerzo (# de Viajes)	CPUE (Captura/Viajes)
1996	9338	*1638	5.70
1997	8828	*1672	5.28
1998	7183	*1741	4.13
1999	6414	*1745	3.68
2000	5551	*1719	3.23
2001	4038	1579	2.56
2002	4826	1602	3.01
2003	4297	1809	2.38
2004	3588	1565	2.29
2005	3257	1432	2.27
2006	3860	1609	2.40
2007	4476	1634	2.74
2008	4476	1733	2.58
2009	3093	1421	2.18
2010	2220	1584	1.40

La información registrada en Puerto Pizarro procede de las zonas: Bajo Grande, El Bendito, El Gato, El Mocho, El Río, El Tanque chico, El Tanque grande, Jelí, La Ramada y Puerto Rico, que en conjunto aportan aproximadamente el 30% de la producción total de los manglares en el Perú. Los registros consignan el esfuerzo pesquero medido en viajes de pesca (número de faenas), y capturas (en kilogramos).

Los valores anuales del índice de abundancia (CPUE), se calcularon como el cociente entre la captura anual (C_t) y el esfuerzo anual (E_t). La razón de utilizar el cociente anual y no a la suma del cociente mensual, obedece a que el cálculo del índice de abundancia no tiene un efecto aditivo como en los casos anteriores.

$$CPUE_t = \frac{C_t}{E_t}$$

4.2 Modelo de biomasa dinámica

Se utilizó el modelo dinámico de Schaefer, en tiempos discretos propuesto por (HILBORN Y WALTERS, 1992). La expresión del modelo en su forma determinística es:

$$B_{t+1} = B_t + g(B_t) - C_t$$

Donde: B_t y B_{t+1} son las biomazas del recurso en los años t y $t+1$, C_t es la captura en el año t y $g(B_t)$ función de biomasa o del crecimiento poblacional, que en este caso toma la forma del modelo logístico o de Schaefer (1954):

$$g(B_t) = rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right)$$

Donde: B_t es la biomasa actual, r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional y K es la capacidad de carga.

4.3 Error de proceso del modelo de biomasa dinámica

Aplicando la versión estocástica del modelo dinámico de Schaefer (HILBORN Y WALTERS, 1992). Se utilizó la $CPUE_t$ como índice al tiempo t (I_t) de acuerdo a la siguiente expresión:

$I_t = qB_t$, donde q es la capturabilidad de esta forma $q = I_t/B_t$ y adicionalmente el error de

proceso al tiempo t (w_t), suponiendo que $w_t \approx N(0, \sigma_w)$, donde σ_w es la desviación estándar, asumiendo que el error se presenta en la ecuación del modelo estocástico:

$$B_{t+1} = \left[\frac{I_t}{q} + r \frac{I_t}{q} \left(1 - \frac{I_t}{K} \right) - C_t \right] \exp(w_t) \quad (1)$$

A partir de la ecuación (2) se estimo el índice de abundancia:

$$\hat{I}_t = q B_t \exp(w_t) \quad (2)$$

La estimación del error de proceso (PUNT Y HILBORN, 1996) al tiempo t es:

$$w_t = \ln(I_t) - \ln(q B_t) \quad (3)$$

Existen varias formas en que el índice de abundancia puede ser relacionado al modelo. En caso contrario, se parte del supuesto de que el índice del tiempo t está relacionado linealmente a la biomasa en el inicio de la temporada de pesca, i.e., $I_t = q B_t$ donde I_t es el índice de abundancia relativa al tiempo t y q es la constante de proporcionalidad que relaciona el índice de abundancia con la biomasa (PUNT Y HILBORN, 1996), para datos de tasa de captura, q es referida como coeficiente de capturabilidad.

4.4 La verosimilitud como criterio de calidad de ajuste del modelo

Para ajustar los parámetros del modelo en evaluación pesquera existen varias posibilidades, como el método de los mínimos de la sumas de cuadrados (*least square sum* – LSS), el de máxima entropía, el de máxima verosimilitud o bien el de máxima verosimilitud logarítmica, entre otros. Para ello, se vio conveniente implementar el método de máxima verosimilitud en el modelo de biomasa dinámica, para ajustar el modelo propuesto a las series de captura y CPUE, y estimar los parámetros poblacionales (r , K y q) utilizando la siguiente función de verosimilitud $-L$:

$$-L(r, K, q | \text{datos}) = \prod \left[\frac{1}{2} * (2\pi) \right] - \left[\frac{1}{2} * (\sigma) + \frac{w_t^2}{2\sigma^2} \right] \quad (4)$$

Los valores de la verosimilitud usualmente son tan pequeños que pueden producir errores por redondeo, para evitar este problema se utilizó la verosimilitud logarítmica $-LnL$:

$$-LnL(r, K, q | \text{datos}) = \prod \left[\frac{1}{2} * \ln(2\pi) \right] - \left[\frac{1}{2} * \ln(\sigma) + \frac{w_t^2}{2\sigma^2} \right] \quad (5)$$

En la expresión σ es la desviación estándar del error de proceso que fue estimada usando la siguiente solución analítica:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} * \sum [Ln(I_t) - Ln(\hat{I}_t)]^2} \quad (6)$$

Los ajustes se realizaron por iteración, mediante el “Solver” del programa estadístico R que permite buscar una solución para los términos del modelo de biomasa dinámica, maximizando la suma de las verosimilitudes logarítmicas en todos los años t , con el fin de obtener el modelo con mayor verosimilitud y que resulte consistente con las características del recurso.

4.5 Restricciones y referencias para el ajuste del modelo

El ajuste del modelo respecto a la información, pese a que resulta con altas verosimilitudes, no necesariamente es realista por ser correcto en un sentido matemático. Una desventaja del método iterativo del modelo es su incapacidad de discriminar entre soluciones irreales y soluciones que, pudiendo ser sub-óptimas en términos de ajuste, son más adecuadas desde el punto de vista biológico-pesquero. La solución a este problema radica en condicionar los ajustes, introduciendo restricciones que impidan derivar el

proceso a soluciones no deseadas. En la actualidad, dichas restricciones se derivaron de las siguientes consideraciones y análisis complementarios.

La restricción más básica es la de no permitir valores de biomasa anuales iguales o menores de cero, lo que equivale a asumir que el recurso no puede ser extinguido por la pesquería. Ello se logró restringiendo las biomasa estimadas a valores iguales o mayores de 0.1 kilogramos (PUNT Y HILBORN 1996). Las capturas no deben exceder a las biomasa estimadas, ya que extraer más de lo que hay en el mar resultaría ilógico.

La diferencia más grande entre las CPUE de dos años consecutivos fue usada para estimar el valor máximo de la tasa de crecimiento poblacional (KYL 2004):

$$\frac{B_{t+1}}{B_t} = \frac{B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right)}{B_t} \quad (7)$$

La máxima tasa de crecimiento poblacional r_{max} de la biomasa se obtiene con $B_t = K/2$ y $C_t = 0$. Substituyendo y transformando se obtiene para r_{max} en función de la CPUE:

$$r_{max} = 2 \frac{B_{t+1}}{B_t} - 2 \quad \text{ó} \quad r_{max} = 2 \frac{CPUE_{t+1}}{CPUE_t} - 2 \quad (8)$$

Cabe notar que lo anterior implica una subestimación del valor máximo posible, dado que es poco probable encontrar el stock a la mitad de su capacidad de carga ($K/2$). Con esta medida el valor de la tasa de crecimiento poblacional debe ser inferior al máximo crecimiento $r_{max} : 0.35 \text{ kg} \cdot \text{año}^{-1}$. Además, la “concha negra” es un recurso con un lento nivel de recuperación (INRENA, 2007) y otros autores (STERN Y WOLFF 2006; BAQUEIRO Y ALDANA 2003; WOLF ET AL. 1987; VILLALOBOS Y BAEZ 1983; MADRIGAL 1980) determinaron una baja tasa de crecimiento individual del recurso y en contra parte (FELIX 2009; BORDA Y CRUZ 2004; PUENTES 1997; VIVAR 1996) determinaron una alta tasa de crecimiento individual (Tabla 2).

Tabla 2. Parámetros de crecimiento de *Anadara tuberculosa* y *A. similis*. *Autores que consideran una baja tasa de crecimiento individual

Especie	País	k años	L _∞ (mm)	autor
<i>A. tuberculosa</i>	Costa Rica	0.150	59.90	(Madrigal 1980)*
<i>A. tuberculosa</i>	Costa Rica	0.090	75.00	(Villalobos y Baez 1983)*
<i>A. tuberculosa</i>	Perú	0.850	70.00	(Vivar 1996)
<i>A. tuberculosa</i>	Colombia	0.600	87.00	(Puentes 1997)
<i>A. tuberculosa</i>	Ecuador	0.170	72.36	(Flores 2002)*
<i>A. tuberculosa</i>	Ecuador	0.114	85.27	(Flores 2002)*
<i>A. tuberculosa</i>	México	0.240	204.00	(Baquero y Aldana 2003)*
<i>A. tuberculosa</i>	Colombia	1.173	86.00	(Borda y Cruz 2004)
<i>A. tuberculosa</i>	Costa Rica	0.141	63.15	(Stern-Pirlot y Wolff 2006)*
<i>A. tuberculosa</i>	México	1.810	81.19	(Felix 2009)
<i>A. tuberculosa</i>	Ecuador	0.110	86.36	(Flores 2010)*
<i>A. tuberculosa</i>	Ecuador	0.124	85.97	(Flores 2010)*
<i>A. tuberculosa</i>	Colombia	0.332	88.65	(Lucero et al., 2011)*
<i>A. tuberculosa</i>	Colombia	0.256	89.77	(Lucero et al., 2011)*
<i>A. similis</i>	Perú	0.42	65.2	(Marín, datos no publicados)*
<i>A. similis</i>	Ecuador	0.100-0.200	61.09-75.58	(Mustelo et al., 2009)*

La selección del modelo se basa en tres criterios: (1) el valor de la verosimilitud del ajuste; (2) la coherencia entre el valor de los parámetros con los datos; y (3) la coherencia entre las suposiciones del modelo y las características del recurso.

4.6 Puntos biológicos de referencia

La mortalidad por pesca F_t se expreso mediante la división entre la captura al año t y el promedio de la biomasa estimada al año t y $t+1$:

$$F_t = \frac{C_t}{(B_t + B_{t+1})/2} \quad (9)$$

Una vez estimado los parámetros poblacionales del modelo (r , K y q) se procedió a determinar los puntos de referencia biológicos detallados en la Tabla 3.

Tabla 3. Principales puntos de referencia derivados del modelo de biomasa dinámica de Schaefer. (RMS =Máximo Rendimiento Sostenible, B_{RMS} =Biomasa al RMS , E_{RMS} =Esfuerzo para alcanzar el RMS , F_{RMS} =Mortalidad por pesca al RMS , r =tasa intrínseca de crecimiento poblacional, k =capacidad de carga de la población, q =coeficiente de capturabilidad).

Puntos de Referencia	Fórmula
RMS	$rK/4$
B_{RMS}	$K/2$
E_{RMS}	$r/2q$
F_{RMS}	$0.5*r$

Además de los siguientes puntos de referencia, se considero tres indicadores del estado del recurso:

- B_{2010}/K : proporción de la biomasa de 2010 con respecto a K .
- B_{2010}/B_{RMS} : proporción de la biomasa de 2010 con respecto a la biomasa óptima.
- F_{2010}/F_{RMS} : proporción de la mortalidad por pesca 2010 con respecto al F óptimo.

Procedimiento del modelo de biomasa dinámica (Fig. 2):

1. Introducir los datos de captura y CPUE en la hoja de cálculo
2. Introducir los valores “semilla” para los parámetros K , r y q .
3. Calcular el tamaño de la población para los años siguientes con la ecuación (1)
4. Calcular el índice de biomasa utilizando la ecuación (2)
5. Determinar el error para cada año por medio de la ecuación (3).
6. Sumar las verosimilitudes logarítmicas individuales aplicando la ecuación (4 y 5).

7. Agregar el término σ como nuevo parámetro a estimar, calculando mediante la ecuación (6).
8. Mediante El Solver como método iterativo. Hacer máximo la ecuación (5), restringiendo el parámetro r menor a $0.35 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$.

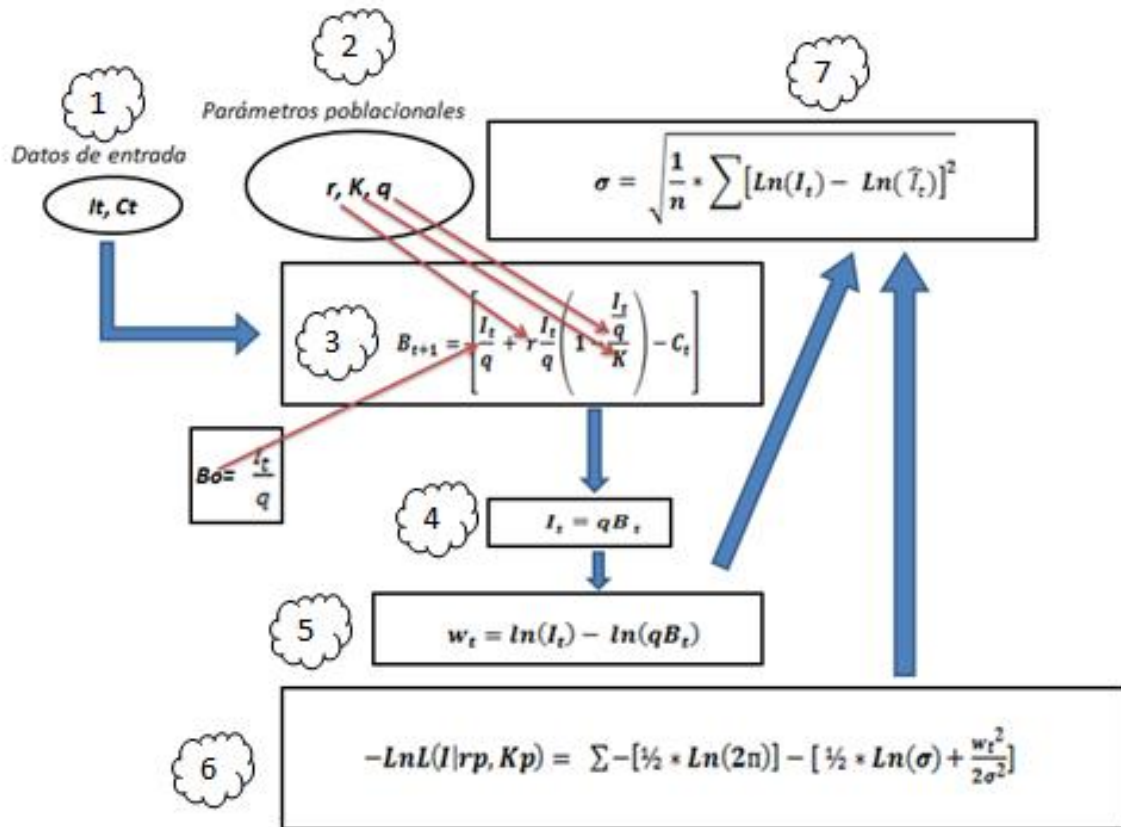


Figura 2. Diagrama de flujo del procedimiento del modelo de biomasa dinámica de Schaefer (HILBORN Y WALTER, 1992) con error de proceso ajustado mediante la máxima verosimilitud.

4.7 Intervalos de confianza

La estimación de los intervalos de confianza (IC) para los parámetros del modelo, se calcularon generando 5000 repeticiones de datos artificiales de la CPUE estimada (\bar{I}_{est}), los intervalos de confianza de los parámetros no necesariamente forman parte del modelo

y pueden ser derivado a otras cuantificaciones como la serie de biomasa y los puntos de referencia. Para generar la muestra artificial que sustituye la CPUE estimada (\widehat{I}_{est}^v) se utilizó la siguiente ecuación (asumiendo una estructura de error normal).

$$\widehat{I}_{est}^v = \widehat{I}_{est} * \varepsilon(\widehat{I}_{est}); \quad \varepsilon(\widehat{I}_{est}) \sim N(0, \sigma^2)$$

Donde:

- \widehat{I}_{est}^v : Es la CPUE estimada artificial.
- $\varepsilon(\widehat{I}_{est})$: Es el error obtenido al ajustar la CPUE estimada.

Procedimiento:

1. Generar una muestra artificial aleatoria \widehat{I}_{est}^v con la ecuación anterior el cual sustituye el CPUE estimado \widehat{I}_{est} de cada año.
2. Ajustar el modelo de biomasa dinámica con la muestra artificial generada.
3. Estimar los nuevos parámetros poblacionales K , r y q y las variables de interés obtenido por el modelo con la muestra artificial.
4. Repetir los pasos 1), 2) y 3) unas 5000 veces.
5. Determinar los intervalos al 90% de confianza para los parámetros, biomasa y puntos de referencia.

V. RESULTADOS

Durante el periodo 1996-2010, se muestran las series anuales de captura, esfuerzo pesquero y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) del recurso “concha negra” que se visualizan en la Figura 3.

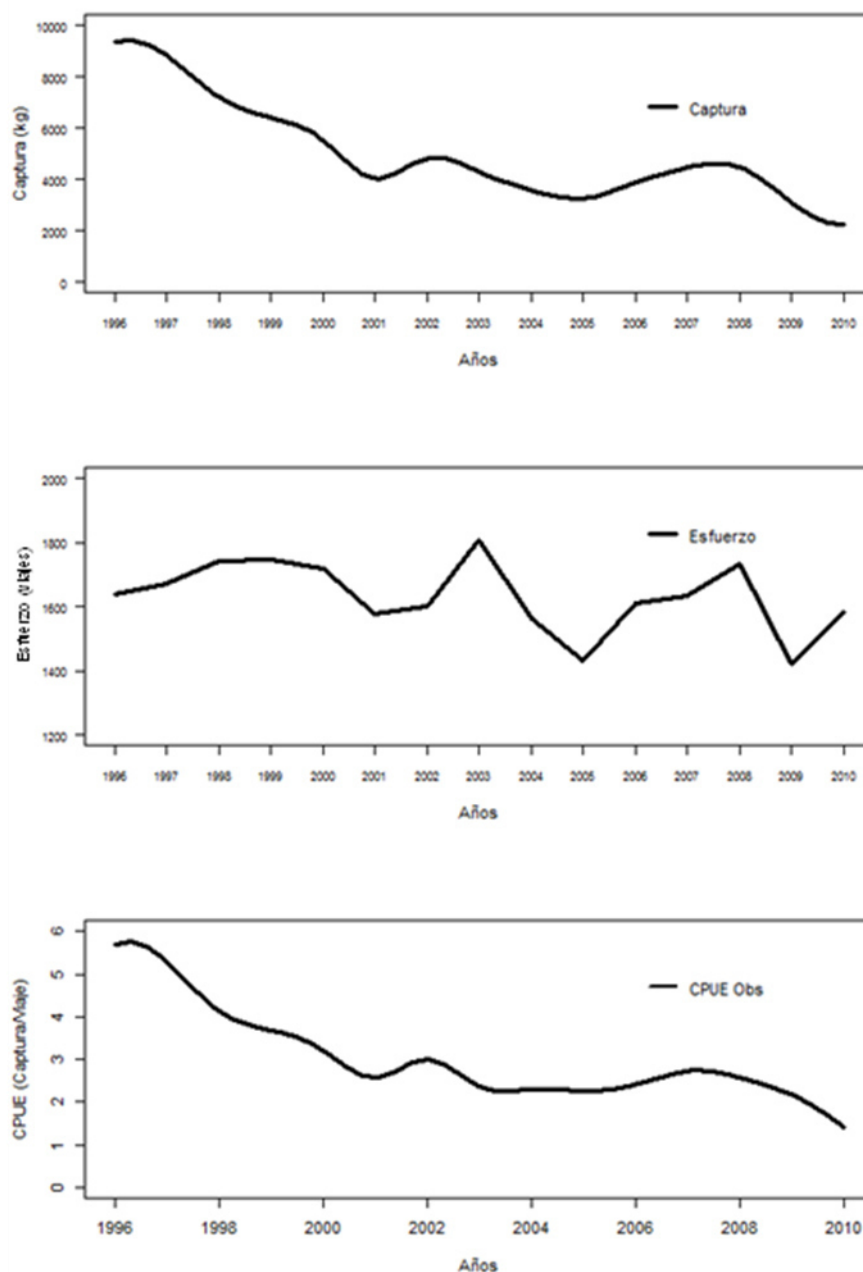


Figura 3. Captura, esfuerzo y CPUE, para la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro, durante el periodo 1996-2010.

Las capturas anuales de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro han mostrado una tendencia decreciente, destacando una predominancia del 80% en las capturas anuales de *Anadara tuberculosa* respecto a *Anadara similis*. Las capturas totales muestran un máximo durante 1996 con 9000 kg. En los años 2002, 2007 y 2008 se observa ligeros incrementos en las capturas, sin embargo los niveles de rendimientos alcanzados durante el periodo 2001-2010 están por debajo del nivel promedio de la captura anual en los últimos 15 años que fue aproximadamente de 5050 kg (Figura 3).

El esfuerzo se contabiliza en número de viajes (faenas), mostrando un máximo durante el 2003 de 1809 viajes y un mínimo en el 2009 de 1421 viajes con tres picos durante los 1998, 2003 y 2008 (Figura 3). Siendo el esfuerzo promedio alrededor de 1632 viajes y presentando una desviación de ± 100 viajes.

El índice de abundancia relativa CPUE (captura/viaje) es comparable a la tendencia de la captura. La CPUE mostro un máximo durante 1996 de 5.7 kilogramos/viaje y un mínimo en 2010 de 1.4 kilogramos/viaje (Figura 3).

5.1 Estimación de biomasa.

La CPUE estimada muestra una tendencia decreciente cuyos resultados variaron entre 5.7 kilogramos/viaje y 2.2 kilogramos/viaje entre 1996 y el 2010 respectivamente, observándose un buen ajuste en la CPUE estimada mediante el error de proceso como se muestra en la (Figura 4). La biomasa promedio en los últimos 16 años es de 18894 kg, mostrando una tendencia decreciente con un máximo en 1996 de 36809 kg, presentando ligeras recuperaciones durante los años 1998, 2003 y 2008 y situándose para el 2010 en 13517kg, y proyectándose la biomasa para el siguiente año 2011 en 8632 kg siendo este el nivel más bajo durante el periodo evaluado (Figura 5).

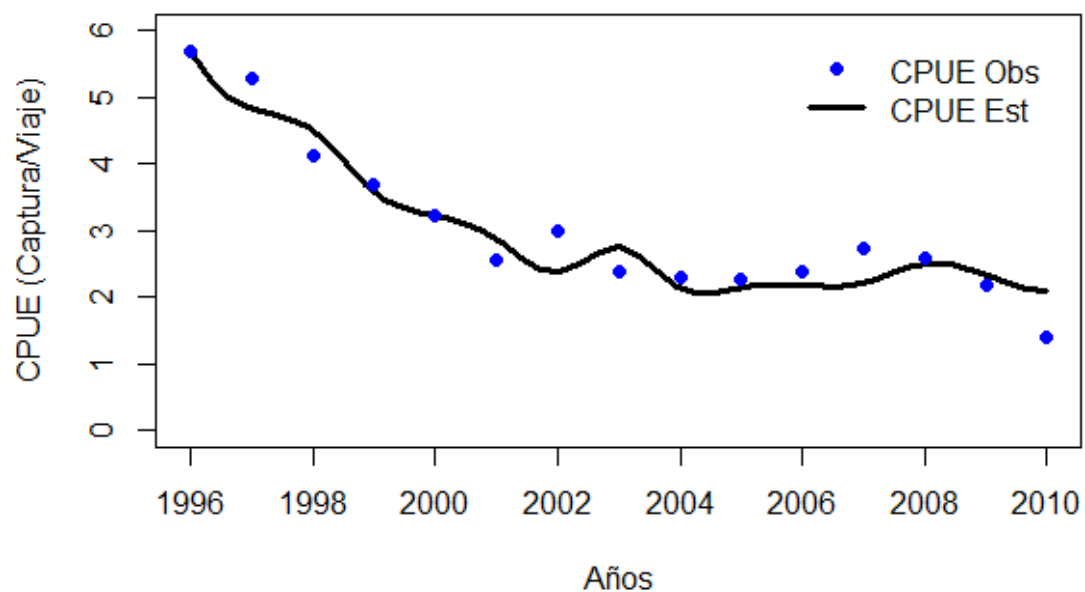


Figura 4. Estimación de la CPUE de “concha negra”, mediante el modelo dinámico de Schaefer con error de proceso.

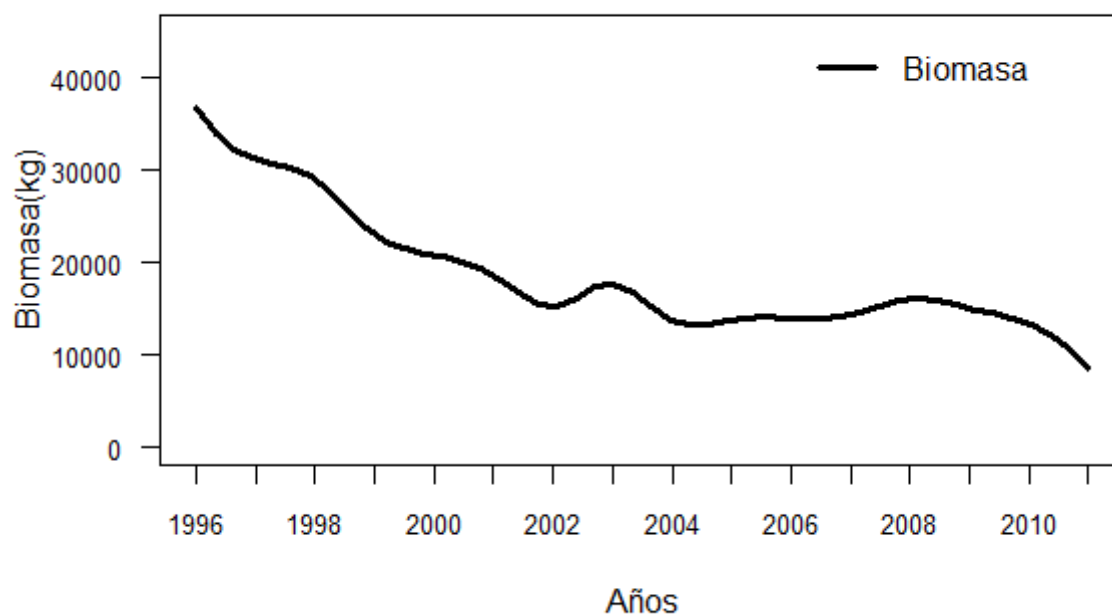


Figura 5. Estimación de la biomasa de “concha negra”, mediante el modelo de biomasa dinámica de Schaefer.

5.2 Parámetros del modelo

Los parámetros poblacionales estimados mediante el modelo de biomasa dinámica destacan una capacidad de carga $K = 66036$ kg (con intervalos entre 60041 y 72640 kg), tasa intrínseca de crecimiento poblacional $r = 0.23$ kg*años⁻¹ (con intervalos entre 0.21 y 0.25 kg*años⁻¹) y el coeficiente de capturabilidad $q = 0.000155$, el cual se observan en la Tabla 4 y sus respectivos intervalos de confianza en la (Tabla 5).

Tabla 4. Parámetros calculados por el modelo de biomasa dinámica, mediante el error de proceso y ajuste de máxima verosimilitud. (K =capacidad de carga (kg), r =tasa intrínseca de crecimiento poblacional, q =coeficiente de capturabilidad, σ =desviación estándar del error de proceso, $-LnL$ =verosimilitud logarítmica).

Parámetros	
r	0.23
K	66036
q	0.000155
σ	0.15
$-LnL$	14.68

5.3 Puntos Biológicos de Referencia

El modelo de biomasa dinámica de schaefer muestra que a partir del año 1997, la biomasa de la “concha negra” se sitúa por debajo de la biomasa al máximo rendimiento sostenible $B_{MRS} = 33018$ kg (con intervalos entre 30021 y 36320 kg), mientras que, la captura de la “concha negra” durante el periodo evaluado se encontró por encima del máximo rendimiento sostenible $RMS = 3806$ kg (con intervalos de confianza entre 3297 y 4441 kg), con excepción de los años 2005, 2009 y 2010 (Figura 6 y Figura 7).

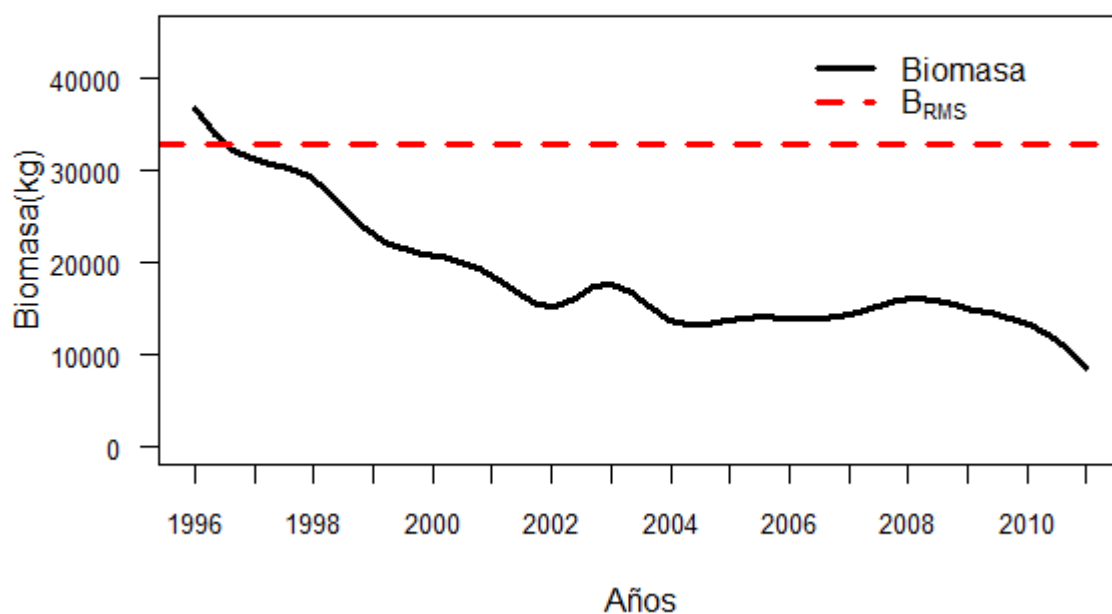


Figura 6. Biomasa estimada B_t y B_{RMS} de la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.

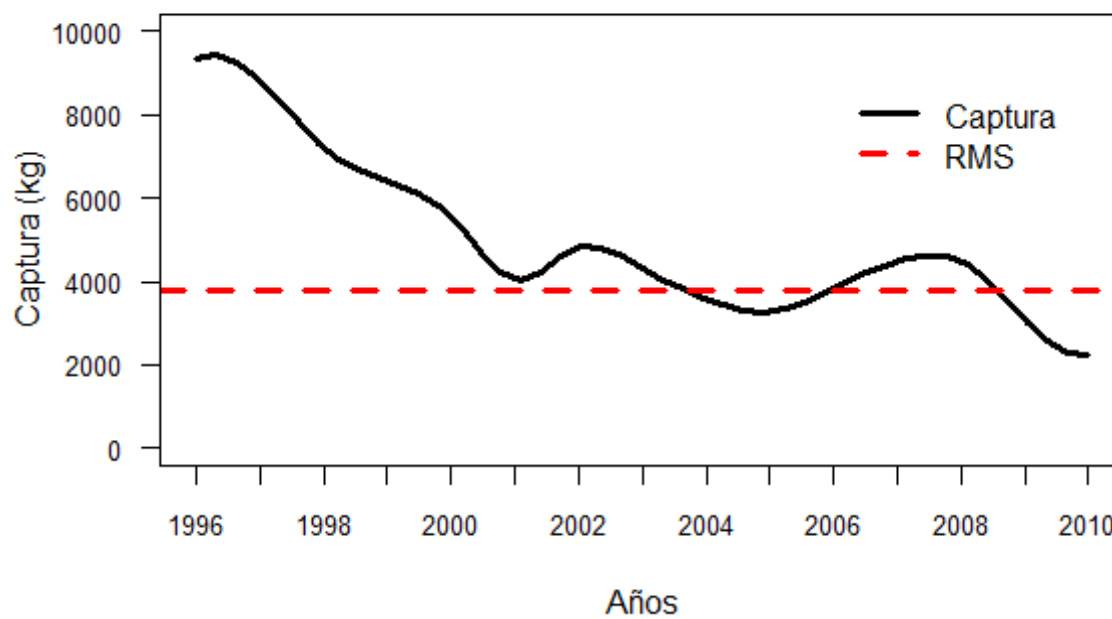


Figura 7. Captura anual y RMS de la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.

El esfuerzo ejercido al recurso a superado en casi todos los años el esfuerzo al máximo rendimiento sostenible $E_{RMS} = 1489$ viajes (con intervalos entre 1377 y 1638 faenas), con excepción de los años 2005 y 2009 (Figura 8).

La intensidad de explotación medida por la mortalidad por pesca (F) supera en gran medida al valor de referencia $F_{RMS} = 0.12$ en todos los años (con intervalos entre 0.11 y 0.13), llegando a un máximo de mortalidad por pesca durante los años 2002 y 2007 (Figura 9).

Los intervalos de confianza determinados mediante el bootstrap se muestran en la Tabla 5 y Figura 10, observándose una baja incertidumbre en la estimación de los parámetros, con un bajo valor en los coeficientes de variación (CV) de los parámetros, indicando así una buena precisión en la estimación de los parámetros. Se observa una mayor variabilidad en el (CV) del máximo rendimiento sostenible (RMS) de 8.33% y un mínimo de variabilidad en los (CV) de r , E_{RMS} y F_{RMS} de 4.91%.

Tabla 5. Resultados del ajuste del modelo dinámico con sus correspondientes coeficientes de variación (CV) e intervalos de confianza (IC) mediante el Bootstrap. (r =tasa instantánea de crecimiento poblacional, K =capacidad de carga, RMS =rendimiento máximo sostenible, B_{RMS} =biomasa al RMS , E_{RMS} =esfuerzo al RMS , F_{RMS} = mortalidad por pesca al RMS).

Parámetro	Estimado	CV %	IC 90%
r	0.23	4.91	0.21-0.25
k	66036	5.23	60041-72640
RMS	3806	8.33	3297-4441
B_{RMS}	33018	5.23	30021-36320
E_{RMS}	1489	4.91	1377-1638
F_{RMS}	0.12	4.91	0.11-0.13

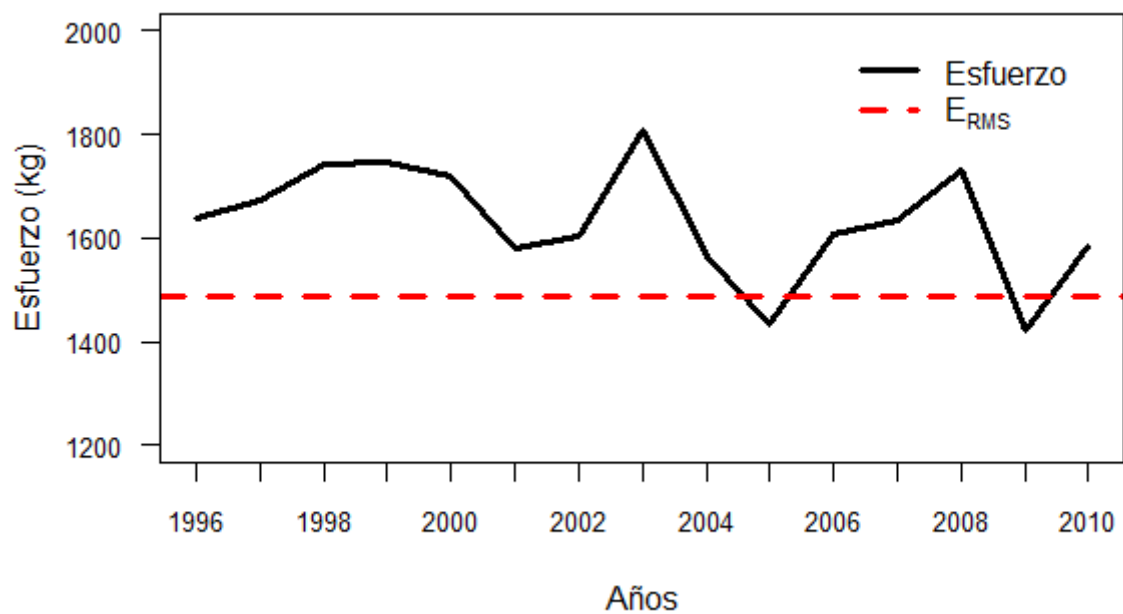


Figura 8. Esfuerzo estimado E_t y Esfuerzo al RMS de la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.

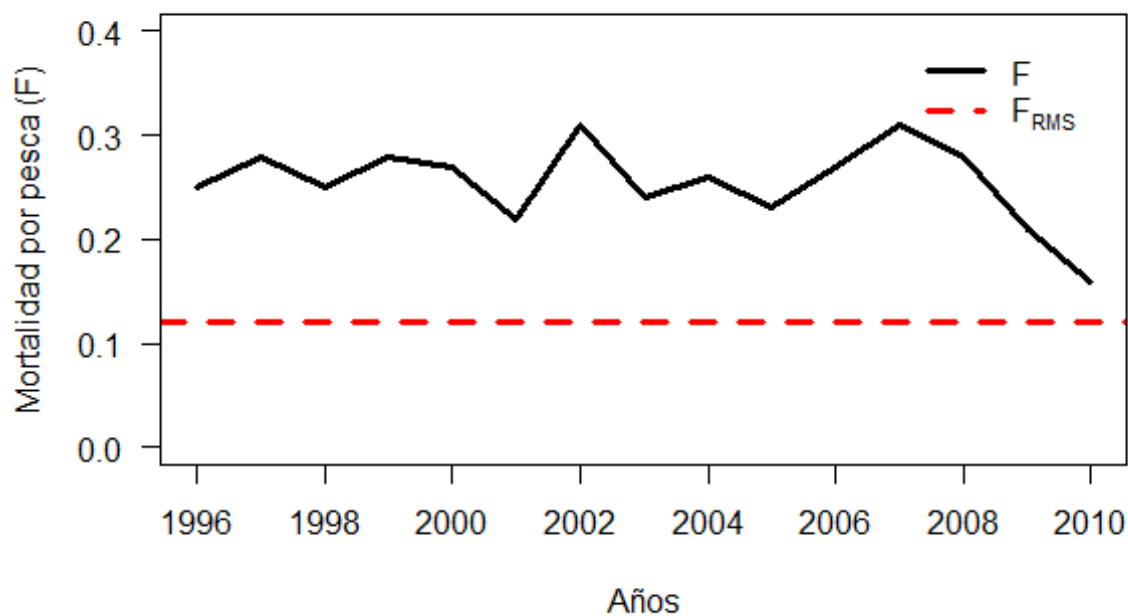


Figura 9. Mortalidad por pesca estimado F_t y Mortalidad por pesca al RMS de la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.

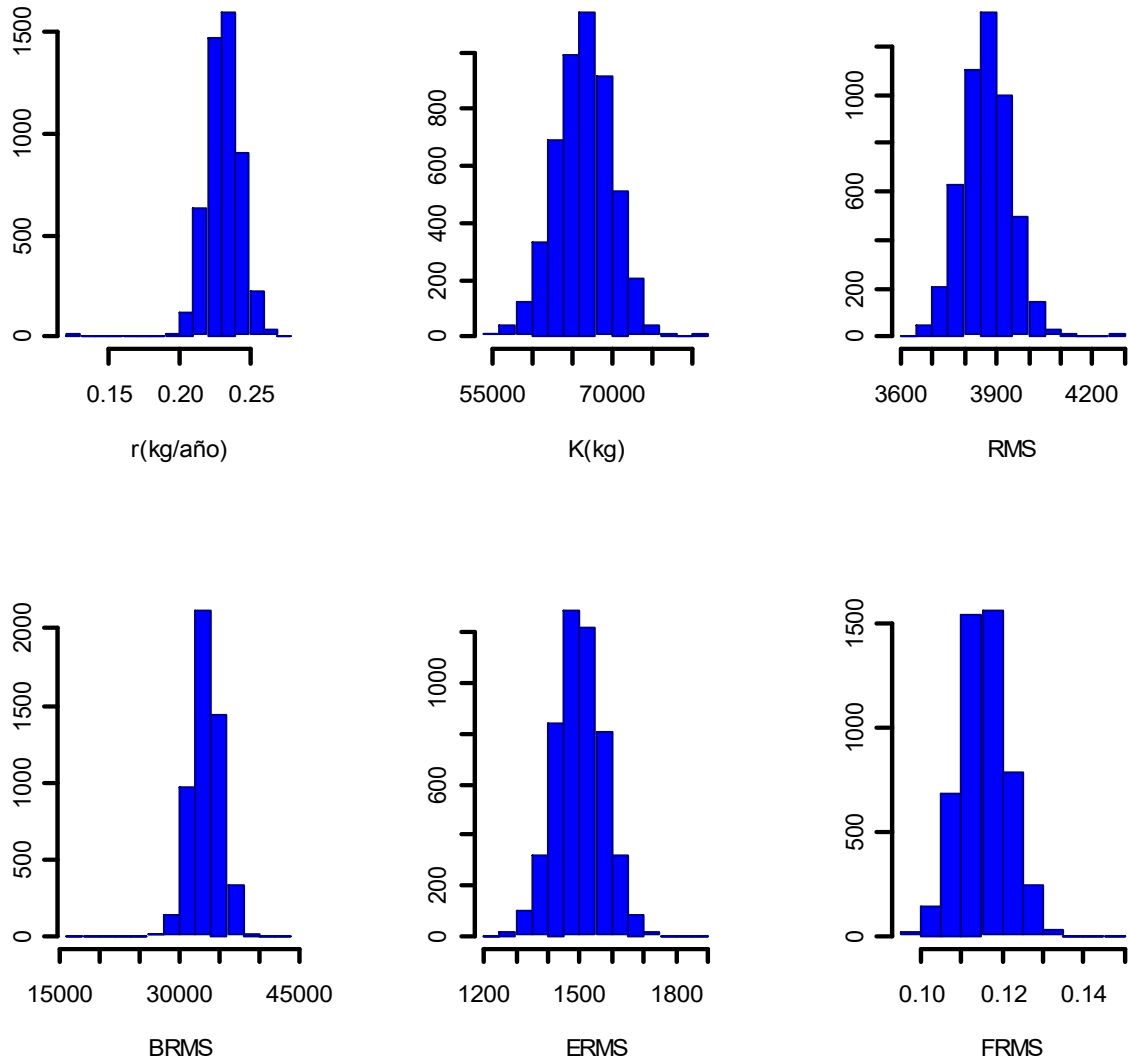


Figura 10. Distribución de las frecuencias de r , k , RMS , B_{RMS} , E_{RMS} y F_{RMS} obtenido mediante el bootstrap con 5000 iteraciones.

5.4 Diagnostico del recurso.

Para determinar el estado de la población se han considerado tres indicadores. La relación entre la biomasa del 2010 y la capacidad de carga es de $B_{2010}/K = 0.20$, lo que representa que la biomasa se encuentra por debajo del nivel de referencia equivalente al 50% de la capacidad de carga, la relación entre la biomasa del 2010 y la biomasa al

rendimiento máximo sostenible $B_{2010}/B_{RMS} = 0.41$, indicando el peligroso agotamiento del recurso, y la relación entre la mortalidad por pesca del 2010 y la mortalidad por pesca al rendimiento máximo sostenible $F_{2010}/F_{RMS} = 2$, destacando la alta mortalidad por pesca muy por encima de lo que soportaría el recurso. En la Tabla 6 se puede observar los valores que deben adoptar estos indicadores para caracterizar distintos estados de explotación.

Tabla 6. Indicadores del estado de explotación de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.

Indicador	Estado Actual	Subexplotado	Sobreexplotado	Óptimo
$[B_{2010}/K]$	0.20	>0.5	<0.5	0.5
$[B_{2010}/B_{RMS}]$	0.41	>1	<1	1
$[F_{2010}/F_{RMS}]$	1.7	<1	>1	1

5.5 Proyecciones de la biomasa

Asumiendo condiciones ambientales constantes y un buen control de la pesquería de concha negra, se ha simulado la evolución de la biomasa bajo distintos niveles de cuota de captura, para determinar los escenarios potenciales de recuperación teniendo en consideración la $B_{RMS} = K/2$ como la biomasa que se debe mantener en los manglares de Puerto Pizarro. El recurso lograría su recuperación sin actividad extractiva en el 2019, pero si se mantiene el actual nivel de extracción se iría directamente al colapso durante el 2018 (Figura 11).

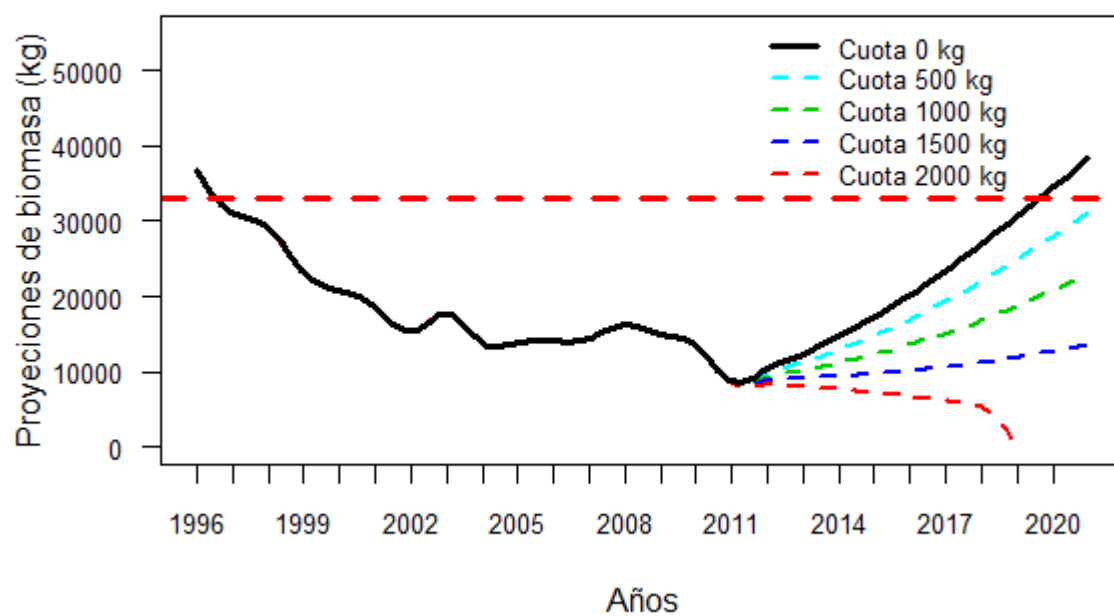


Figura 11. Simulación de la evolución de la biomasa bajo distintos niveles de cuota de pesca en la pesquería de “concha negra”.

VI. DISCUSIÓN

Las medidas de regulación aplicadas actualmente a la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro no han sido exitosas, pues los niveles de extracción han ido disminuyendo en las últimas décadas. Por lo cual es necesario explorar otras estrategias de manejo, en particular este trabajo sugiere un enfoque cuantitativo, implementando un modelo de biomasa dinámica en la evaluación de la “concha negra”, el cual brindará conocimiento importante para la implementación de un manejo adecuado del recurso.

Dado las propiedades relativamente sencillas de este tipo de modelo en la evaluación de stocks y desde el punto de vista de manejo, sus resultados son fáciles de entender y presentar, no requieren de muchos datos como son la estructura de la captura, vectores de crecimiento, número de huevos y larvas, estimaciones de biomasa, etc., en comparación con enfoques más complejos (PRAGER, 1994). El supuesto fundamental del modelo es que los efectos de los factores de crecimiento, mortalidad natural y reproducción, pueden ser incorporados en una sola función y esta proporciona un solo valor del tamaño de la población. De esta forma la función de biomasa determina el efecto neto de la combinación de estos factores a un tamaño particular de la población. Además, los cambios en el tamaño de la población entre uno y otro año es la diferencia entre la biomasa y la captura generada por la pesquería.

Durante el proceso de evaluación, resulto adecuado delimitar la tasa intrínseca de crecimiento poblacional “ r ”; considerando que es un recurso sésil que dedica tiempo en formar la concha, presenta un lento nivel de recuperación y que bajo condiciones ideales se determinó que lo máximo que podía crecer el recurso es $r_{\max} = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{año}^{-1}$. Otros criterios que se tomaron en cuenta fue trabajar a diferentes niveles de capacidad de carga. Que al ser fijados en cifras mayores a 100 000 kg, dieron como resultado tasas de crecimiento poblacional muy pequeña, muy por debajo de 0.1 kg/año y estimaciones de

biomasa muy bajas iguales o menores a lo capturado, siendo estas estimaciones incoherentes biológicamente.

Como regla general, el mejor ajuste del modelo es aquel que presenta mayor verosimilitud, sin embargo, el resultado que te brinda el “mejor ajuste” debe responder a procesos biológicos característicos del recurso y no debe radicar en optimizaciones matemáticas de una función de verosimilitud, hay que valerse de otras consideraciones (SHARP, 1995), como el número de parámetros sujetos a la investigación, la consistencia del modelo con los datos (HILBORN Y MANGEL, 1997) y teniendo siempre presente la biología del recurso, donde el error de proceso usado para calibrar la CPUE cumplió satisfactoriamente. Con la finalidad de determinar el nivel de incertidumbre de los parámetros, utilizar la metodología del bootstrap como lo proponen PUNT Y BUTTERWORTH (1995) resulto adecuada, ya que demostró un bajo nivel de incertidumbre en las estimaciones brindadas por el modelo de biomasa dinámica.

La investigación realizada se basa en los registros de capturas y esfuerzo pesquero de los desembarques de la pesquería artesanal de “concha negra” que dispone IMARPE sede Tumbes. Estos registros asumen que los pescadores reportan la información de manera oportuna y completa. Pero hay que tener cuidado con el manejo de la información, ya que si estos son escasos o inapropiados nos conllevarían a una evaluación sesgada con una alta posibilidad de sobreestimar o subestimar los niveles de biomasa, así como los niveles de mortalidad por pesca.

El esfuerzo ejercido al recurso esta expresado en número de viajes (faenas), que implican jornadas de pesca entre 3 y 4 horas diarias, de manera que la magnitud del esfuerzo no depende del tiempo de recolección, sino del número de viajes para conseguir el recurso. Esto resulta adecuado cuando se trabaja con pesquerías donde el tiempo de viaje no es muy variable (DEL MONTE, 2000), teniendo una buena representación de la CPUE. Esto no

descarta que hubiera sido mejor trabajar con datos de esfuerzo de tipo efectivo como es el caso de horas de viaje, el cual podría tener una mejor precisión de la CPUE.

El análisis de la información revela mediante un modelo lineal una fuerte correlación entre la captura total expresada en kilogramos y la CPUE, el cual explicaría la disminución de las capturas, debido a la continua disminución de la abundancia relativa del recurso (Figura 12). También revela una relativa correlación entre esfuerzo pesquero respecto a la captura y la CPUE (Figura 13), no cumpliendo la relación parabólica entre el esfuerzo y la captura, y la relación lineal entre el esfuerzo y la CPUE que suponen los modelos de producción en equilibrio. Sin embargo WILLIAMS Y PRAGER (2002), replantearon los supuestos del modelo de Schaefer en condiciones de equilibrio e indicaron que las diferentes versiones del mismo han considerado conjuntamente al estado de equilibrio y no equilibrio.

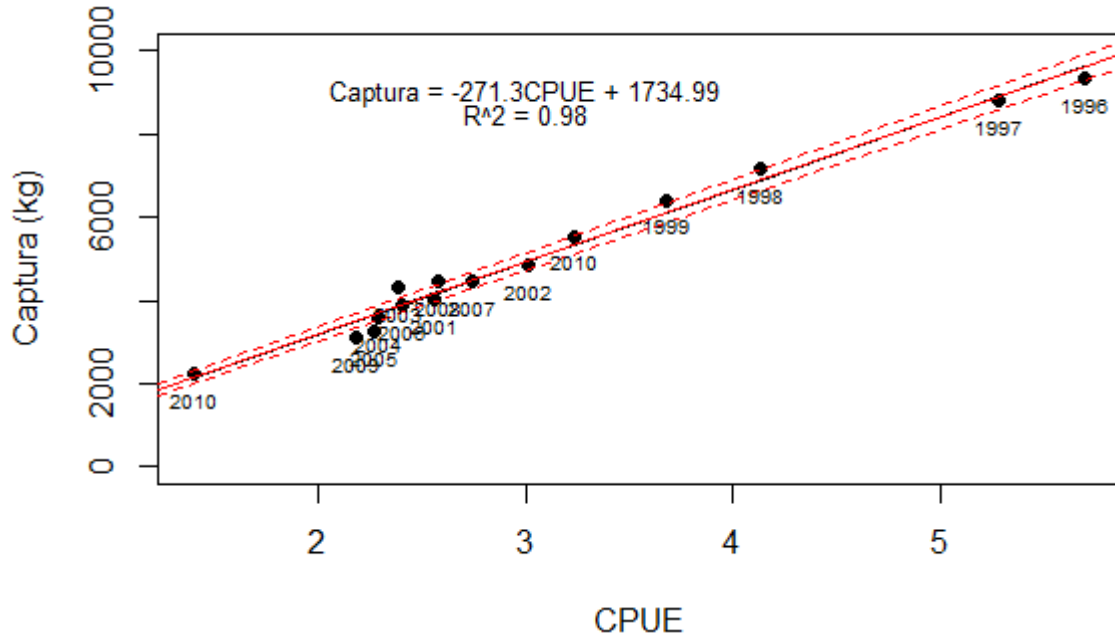


Figura 12. Relación entre la CPUE y la captura de la “concha negra”.

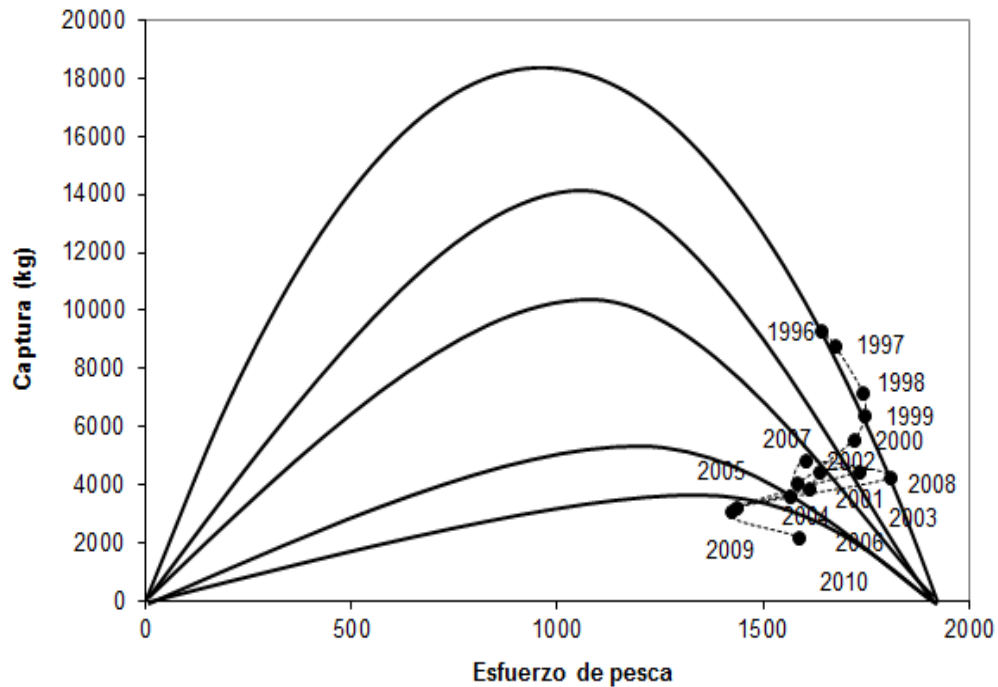


Figura 13. Relación entre el esfuerzo pesquero y la captura de la “concha negra”.

El comportamiento de la CPUE muestra una caída progresiva de la abundancia relativa del recurso, este mismo comportamiento es observado durante periodos similares con otros indicadores de la pesquería, como la disminución de la longitud valvar en las capturas de acuerdo a LLANOS *ET AL.*, (2010) y la disminución de la densidad de concha negra por metro cuadrado según la FAO (2007) (Ver Figura 14 y 15), haciendo consistente el uso de la CPUE como un buen indicador de la abundancia relativa. Sin embargo, las fluctuaciones o incrementos que muestra la CPUE estarían explicados por la variabilidad del ambiente.

Analizando los cambios en las precipitaciones, investigadores como LLANOS *ET AL.*, (2010) en Perú y FÉLIX (2009) en México, evidenciaron que durante los eventos extraordinarios El Niño 1997-98 el incremento en las precipitaciones daba como consecuencia una mayor disponibilidad de “concha negra” al ser capturado. Este aumento de la disponibilidad o

visto como incremento de la CPUE también se puede observar en años de condiciones normales 2003 y 2008, donde el nivel de las precipitaciones se vieron incrementadas por encima del promedio.

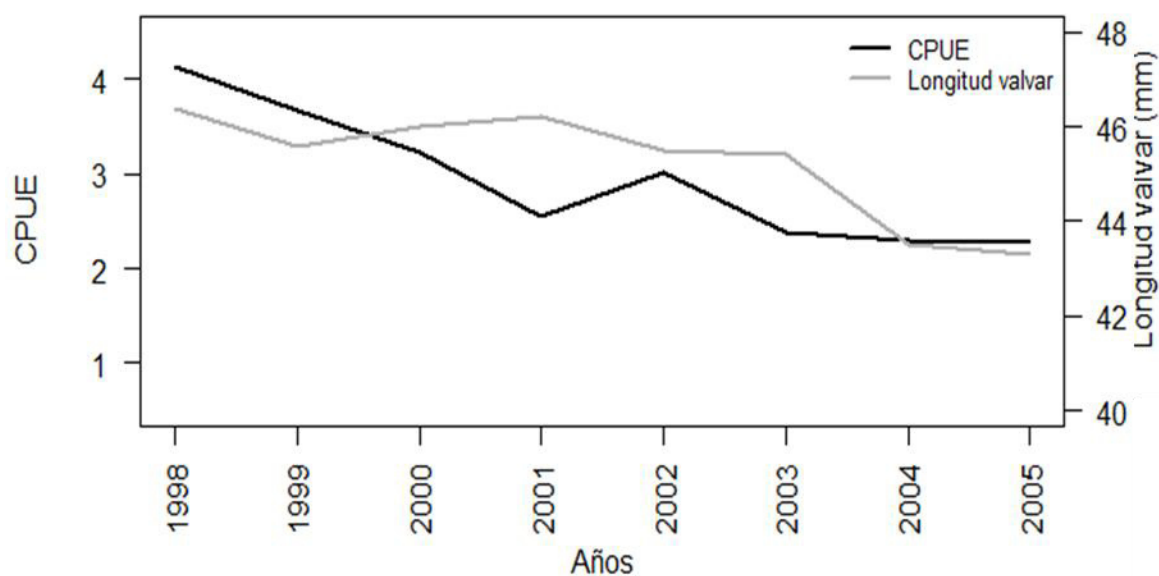


Figura 14. Relación entre la CPUE y Longitud valvar de “concha negra” en las capturas.

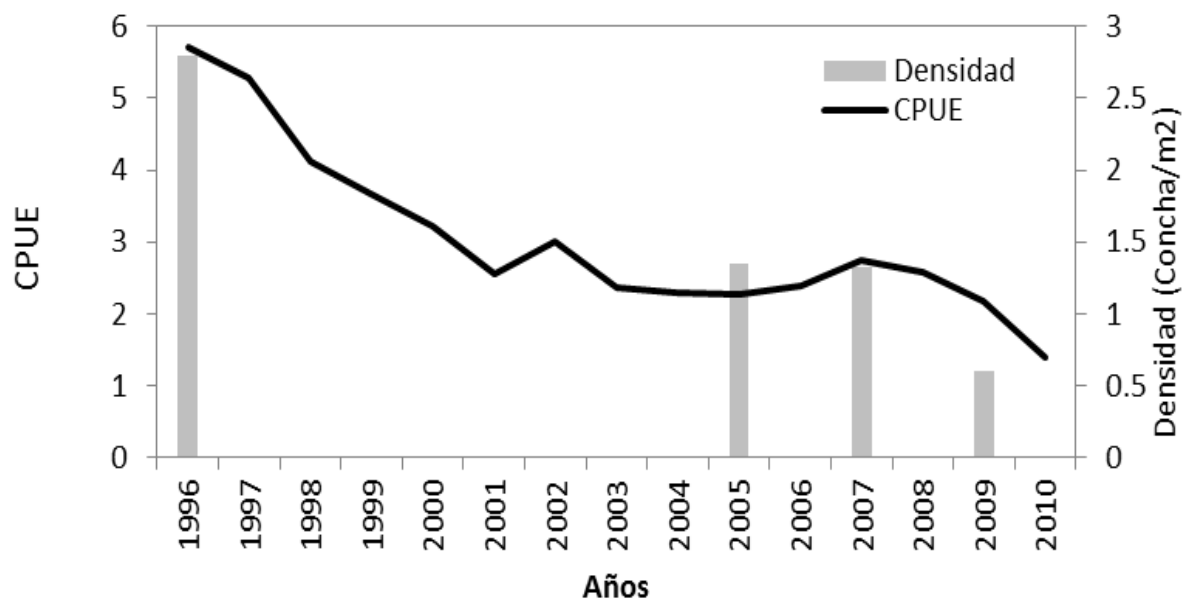


Figura 15. Relación entre la CPUE y Densidad de la “concha negra”.

El estado actual de la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro muestra un continuo proceso de deterioro, encontrándose una biomasa al 26% de la biomasa al máximo rendimiento sostenible y una mortalidad por pesca que en promedio supera 2.2 veces lo que podría soportar el recurso. Es importante señalar que el nivel del 26% y la alta tasa de mortalidad por pesca no se consideran nada conservador, sino que representa un nivel crítico del recurso. El cual estaría impactando directamente la biomasa adulta y en consecuencia generando bajos niveles de reclutamiento, conllevando así, a un eminente colapso de la pesquería.

Otras evaluaciones realizadas por MALCA ET AL., (1996) y ORDINOLA ET AL., (2010) mediante el método de área barrida en todo el ecosistema del manglar, también evidenciaron el colapso de la pesquería, mostrando una reducción del 75% de la población de “concha negra” en los últimos 11 años. Además, dicha reducción de la población en parte también estaría afectada por la disminución del ecosistema del manglar, el cual se ha reducido en mas del 50% en las ultimas 4 décadas (FAO, 2007). Lo cual estaría impactando en la capacidad de carga del manglar y por ende en una reducción en el tamaño del recurso.

Una de las medidas muy comunes que se sugiere cuando el recurso corre el riesgo de desaparecer, es la reducción sustancial de la extracción del recurso o la protección del área extracción por largos periodos de tiempo, para permitir la acumulación de producción excedente, según GARCÍA (2009). Esto implicaría que los pescadores deben aceptar pérdidas de ingresos a corto plazo a cambio de expectativa de altos rendimientos por unidad de esfuerzo a largo plazo. Aunque suspender las actividades de extracción del recurso en la zona de Puerto Pizarro, puede considerarse como prácticas sólidas del manejo, los resultados de estas medidas en otras pesquerías no han sido nada favorables

dado que perjudica directamente con el ingreso y empleo de los pescadores y sus familias.

Para traducir los resultados de la evaluación al proceso de toma de decisiones los puntos de referencia resultantes del modelo deberían ser implementadas en las medidas de manejo de la pesquería de “concha negra”. Dado que representan el estado de una pesquería o población, y cuyas características son útiles para el manejo de un stock (CADDY Y MAHON 1995).

Evaluaciones realizadas por otros investigadores (BOJÓRQUEZ ET AL., 2001; MENDOZA Y LAREZ 2004; CHIN-CHEN WU ET AL., 2009) en otros invertebrados aplicando el modelo de biomasa dinámica, incorporaron dentro de sus estrategias de manejo los puntos de referencias, usando como punto de referencia base, mantener la biomasa por encima de su nivel de referencia B_{RMS} y mantener un tasa de mortalidad por pesca inferior a su nivel de referencia F_{RMS} . Sin embargo, estos valores referenciales en el presente estudio han sido excedidos en gran medida. Para ello CADDY Y MAHON (1995) propusieron que las cuotas de captura pueden ser utilizadas para lograr alcanzar los puntos de referencia y JURADO-MOLINA ET AL., (2009), bajo un enfoque de capturas constantes (cuotas) lograron determinar a futuro los posibles escenarios de recuperación en la pesquería del erizo rojo. Las proyecciones de la biomasa de “concha negra” bajo el mismo enfoque de cuotas constantes determinó que una cuota similar a la captura del 2010 conllevaría al colapso al recurso en los próximos 9 años, mientras que al establecer una cuota entre 500 y 1000 kg reduciría el decremento de la biomasa y permitiría la recuperación de la biomasa en los próximos 10 años. Sin embargo, no debemos dejar de mencionar que establecer como medida de manejo una cuota de captura, no se toma en cuenta los cambios ambientales que podrían afectar de forma adversa la recuperación del recurso, resultando en tasas de explotación constantemente variables, volviendo ineficiente esta medida (SISSENWINE, 1978). Una manera de reforzar el enfoque es la regulación de la cuota en función a los

cambios que pudiera presentar la biomasa en el tiempo, así como, la implementación de medidas complementarias tales como establecer épocas de descanso de la actividad de extracción por áreas de bajos rendimientos del recurso, ejercer un control de los juveniles en los desembarques y fomentar en la población local la difusión de los aspectos Biológico – Pesquero del recurso “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.

Infortunadamente los modelos monoespecíficos como el de Schaefer no pueden tomar en cuenta este tipo de escenarios que son más complejos. Para incluir estas posibles interacciones se requiere del uso de otros métodos como los modelos multiespecíficos (SPARRE ET AL., 1989, JURADO-MOLINA ET AL. 2005) o modelos ecosistémicos (CHRISTENSEN Y WALTERS 2004).

Es importante también incluir en el manejo un programa que tenga por objetivo la repoblación de los bancos naturales de “concha negra”, que significaría a largo plazo una medida trascendente, ya que en forma paralela al establecimiento de una cuota de pesca no sólo asegura la conservación de los recursos en el tiempo, sino que, además permite modernizar la actividad pesquera artesanal a través del remplazo progresivo del patrón extractivo tradicional a un patrón extractivo de autocontrol por parte del pescador (GARCÍA 2009). En el primer caso, la captura está regulada por una normativa generada y supervisada por los organismos estatales, mientras que en el autocontrol, los grupos de usuarios serán los responsables de manejar en forma racional las áreas repobladas.

Este estudio es parte de un esfuerzo para incorporar métodos cuantitativos al manejo de la pesquería de la “concha negra”. En el futuro se deberán recopilarse nuevos indicadores poblacionales, independientes de la pesquería, información biológica y variables ambientales en la valoración del recurso, lo que ayudará a explorar distintos escenarios para el manejo de esta pesquería. No hay que perder de vista que tanto la evaluación

como el manejo de los recursos pesqueros, son procesos dinámicos que deben adaptarse a las condiciones cambiantes del ecosistema manglar y a los nuevos conocimientos.

PRAGER (1994), sostuvo que no es posible que se pueda conocer suficiente de algún recurso como para establecer un régimen de manejo que sea 100% efectivo. De manera que una falla en la estrategia sugerida no se considera error en ningún momento. Se espera que este estudio aporte nueva información a los investigadores, las autoridades pesqueras y a los pescadores artesanales, para mejorar el manejo de la pesquería de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro, Tumbes.

VII. CONCLUSIONES

- El modelo de biomasa dinámica de Schaefer mediante el error de proceso y el ajuste de máxima verosimilitud tuvo un buen desempeño en la calibración de la CPUE, proporcionando por primera vez la cuantificación de la biomasa en un periodo de tiempo.
- Los parámetros poblacionales de la “concha negra” (*Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*) estimados mediante el modelo de biomasa dinámica de Schaefer fueron: $r = 0.23 \text{ kg} \cdot \text{año}^{-1}$, $K = 68000 \text{ kg}$ y $q = 0.000154$.
- Existe una fuerte correlación entre la captura total expresada en kilogramos y la CPUE expresada en kilogramos de concha/viaje, el cual explica la disminución de las capturas, debido a la disminución de la CPUE (abundancia).
- La estimación de la biomasa muestra un continuo proceso de deterioro, con valores de biomasa entre un máximo de 36809 kg en 1996 y proyectándose en 8632 kg en 2011; es decir, en los últimos 16 años ha habido una reducción del 76% de la biomasa respecto a la biomasa inicial.
- El estado actual del recurso “concha negra” (*Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*) en los manglares de Puerto Pizarro se halla sobre-explotado, encontrándose por debajo del 74 % de la biomasa al máximo rendimiento sostenible (B_{RMS}).

- Las proyecciones de la biomasa demostraron que una cuota similar a la captura del 2010 llevaría al colapso al recurso en los próximos 9 años, sin embargo a niveles de cuota entre 500 y 1000 kg reduciría el decremento de la biomasa y permitiría la recuperación del recurso a mediano plazo.

VIII. RECOMENDACIONES

- La implementación de un enfoque cuantitativo mediante un modelo de biomasa dinámica (HILBORN Y WALTER 1992) en la evaluación de la concha negra, brindara conocimiento importante para implementar un manejo adecuado del recurso.
- Se sugiere una cuota de 1000 kg, en las siguientes temporadas de pesca, para permitir que la biomasa no caiga en las proyecciones futuras, Sin embargo, esta estrategia debe estar acompañada de otras medidas de manejo como el repoblamiento del recurso y el estricto control de la extracción de juveniles. Bajo este enfoque es posible que la actividad perdure en los manglares de Puerto Pizarro.
- Realizar un programa que tenga por objetivo la repoblación de los bancos naturales de “concha negra”, significaría a largo plazo una medida trascendente, ya que en forma paralela no sólo asegura la conservación de los recurso en el tiempo, sino que, además permite modernizar la actividad pesquera artesanal a través del remplazo progresivo del patrón extractivo tradicional a un patrón extractivo de autocontrol por parte del pescador.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Baqueiro, C. y D. Aldana. 2003. Patrones en la biología poblacional de moluscos de importancia comercial en México. *Rev Biolo. Trop.*, 51, (Supl. 4):97-107.
- Borda, C. y R. Cruz. 2004. Crecimiento y tasas de mortalidad del bivalvo *Anadara tuberculosa* y *A. (SOWERBY, 1833)* en el Pacífico Colombiano. *Rev Invest. Mar.* 25(3): 177 – 184.
- Broom, M. J. 1983. Gonad development and spawning in *Anadara granosa* (L) (Bivalvia: Arcidae). *Aquaculture* 30: 211-219.
- Caddy, J. F. & R. Mahon. 1995. Reference points for fisheries management. FAO Fisheries Technical Papers 347, Rome, FAO. online-version <http://www.fao.org/docrep /V8400S /v8400s00.htm#Contents>.
- Chen, Y. & N. Andrew. 1998. Parameter Estimation in modelling the dynamics of fish stock biomass: Is currently used observation-error estimator reliable? *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 55: 749-760.
- Chen, C., C. Hsiewn, W. Pei & K. Ming. 2010. Estimate of the maximum sustentable yield of sergestid shrimp in the water of southwestern Taiwan. *Journal of Marine Science and Technology*, 18(5): 652-658.
- Coppola, G. & S. Pascoe. 1996. "A surplus production model with a non-linear catch-effort relationship", Discussion Papers 105., Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources.

- Christensen, V. & C. J. Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations Fisheries Centre, University of British Columbia, 2204 Main Mall, Vancouver, BC, Canada V6T 1Z4.
- Cruz, R. 1984. Algunos Aspectos de la Reproducción en *Anadara tuberculosa* (Pelecypoda: Arcidae) de Punta Morales, Puntarenas, Costa Rica. Rev. Biol. Trop, 32(1): 45-50 p.
- Del Monte-Luna P., G. Guzmán-Jiménez, R. Moncayo-Estrada, S. Sánchez-Gonzales y A. Alaya-Cortés. 2000. Máximo rendimiento sostenible y esfuerzo óptimo de pesca del huachinango (*Lutjanus peru*) en la Cruz de Huanacastle, Nayarit, México. INP. SAGARPA. México. Ciencia Pesquera No. 15.
- Díaz, A. y L. Ortlieb. 1993. El fenómeno de El Niño y los moluscos de la costa peruana, Bull. Inst. fr études andines, 22 (1): 159-177.
- Doubleday, W. G. 1976. Environmental fluctuations and fisheries management. ICNAF Sel. Pap. 1: 141–50.
- FAO. 2007. Mangroves of South America 1980–2005: country reports. Forest Resources Assesment Working Paper No. 140. Rome. www.fao.org/forestry.
- Felix, E. 2009. Grow and Fisheries of the Black Ark *Anadara tuberculosa*, a Bivalve Mollusk, in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. North American Journal of Fisheries Management 29:231-236, 2009.
- Flores, L. 2002. Biometría, Edad y Crecimiento de *Anadara tuberculosa* (C.B. Adams, 1852) y *Anadara similis* (Sowerby, 1833) en Estero Hondo, Reserva Ecológica Manglares Cayapas–Mataje (REMACAM), Esmeraldas. Tesis de Biólogo, Universidad de Guayaquil, 99 pp.
- Flores, L. 2010. Growth estimation of mangrove cockle *Anadara tuberculosa* (Mollusca: Bivalvia): application and evaluation of length-based methods. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 59 (1): 159-170.

- Fox, W. W. 1970. An exponential surplus – yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Am. Fish. Soc.* 99 (1): 80 – 88.
- García, J. 2009. Bases para el manejo y ordenamiento del recurso camarón en el alto golfo de California. Tesis doctoral. Centro de investigaciones biológicas del noreste. S.C. 153pp.
- Graham, M. 1935. Modern theory of exploiting a fishery and application to North Sea trawling. *J. Cons. Explor. Mer*, 10:264 – 274.
- Gulland, J. A. 1983. *Fish stock assessment: a manual of basic methods*. John Wiley, New York, N.Y. 223p.
- Gutiérrez, W., S. Delgado y J. Vera. 1980. investigaciones sobre los posibles efectos del represamiento del río puyango tumbes en la hidrobiología y pesquerías, dirección ejecutiva de investigaciones pesqueras en aguas continentales Instituto del mar del Perú informe N° 75, Callao – Perú.
- Haddon, M. 2001. *Modeling and Quantitative Methods in Fisheries*. Chapman and Hall/CRC, Washington DC, pp. 406.
- Hilborn, R. 1979. Comparison of fisheries control systems that utilize catch and effort data. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 36: 1477–1489.
- Hilborn, R. & M. Mangel. 1997. *The Ecological Detective. Confronting Models with Data*. Princeton University Press. Princeton, NJ. 318pp.
- Hilborn, R. & C. J. Walters. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment and management*. Chapman and Hall, New York 542pp.
- Hennemuth, R. C., J.E. Palmer & B. E. Brown. 1980. A statistical description of recruitment in eighteen selected fish stocks. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 1: 101–111.
- INRENA. 2007. *Plan Maestro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes 2007 - 2011*. Lima. 197pp.

- Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA) 1996. Evaluación del potencial de semilla de Bivalvos comerciales en el Pacífico Colombiano. Colombia, Buenaventura, Informe Técnico Final, 45 pp.
- Ishiyama, V. y S. Terukina. 1987. Reproducción en *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* de la zona de Puerto Pizarro, Perú. Rev. Biota, XIV (95): 2-11.
- Jensen, A. L. 2002. Analysis of harvest and effort data for wild populations in fluctuating environments. Ecol. Model. 157, 43-49.
- Jensen, A. L. 2005. Harvest in fluctuating environment and conservative harvest for the fox surplus production model. Ecol. Model. 182, 1-9.
- Jurado-Molina J., PA. Livingston & JN. Ianelli. 2005. Incorporating predation interactions to a statistical catch-at-age model for a predator-prey system in the eastern Bering Sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1865–1873
- Keen, M. 1971. Sea shells of the tropical America. Mollusks from lower California to Perú. Stanford Uni. Press., 1064pp.
- Keyl, F. 2004 Evaluación y manejo del recurso marino *Haliotis* spp. (abulón) en la península de Baja California, México mediante un modelo pesquero –climático. Costa Rica, Universidad de Costa Rica en San Pedro México, Tesis de Maestría, 121pp.
- Lanos, J., C. Inga, E. Ordinola y J. Rusel. 2010. Investigaciones biológicas pesqueras en la región Tumbes, Perú. 1996-2005. Instituto del Mar del Perú. Informe ISSN 0378-7702. Volumen 37 Números 3-4.
- Lucero, C., J. Cantera y R. Neira. 2011. Pesquería y crecimiento de la piangua (Arcoida: Arcidae) *Anadara tuberculosa* en la Bahía de Málaga del Pacífico colombiano, 2005-2007. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 60 (1): 203-217.

- Machii, T. & E. Rodriguez. 1990. Stock assessment of penaeid shrimps in Perú and the influence of the river discharge on the shrimp resource. *Journal of the Tokyo Univ. Fish.* 77 (1):8-19.
- Mackenzie, C. 2001. The Fisheries for Mangrove Cockles, *Anadara* spp., from Mexico to Peru, with Descriptions of their Habitats and Biology, the Fishermen's Lives, and the Effects of Shrimp Farming. *Mar. Fish. Rev.* 63(1):1-39.
- Madrigal, E. 1980. Algunos aspectos biológicos de *Anadara tuberculosa*. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Mimeografiado, 22 pp.
- Malca, C., C. Poma y G. LIP. 1996. Estimación poblacional de moluscos y crustáceos de importancia económica en el ecosistema manglar de Tumbes. Proyecto Manglares – Pro Naturaleza. Tumbes- Perú.
- Malca, C. 2005. Ordenamiento de la actividad extractiva de los recursos hidrobiológicos del Santuario Nacional los Manglares de Tumbes, proyecto gestión participativa de áreas naturales protegidas – gpan gef – nº tf051285 prfnp – c – con – 001 – 2005 – gpan, Tumbes – Perú.
- Megrey, B. & V. G. Wespestad. 1989. A review of biological assumptions underlying fishery assessments models. En: Edwards, E. & B. Megrey [eds.] *Mathematical analysis of fish stock dynamics: reviews and current applications*. Am. Fish. Soc. Symp. 6: 31-74.
- Mendo, J. & J. Tam. 1993. Multiple environmental states affecting penaeid shrimp production in Perú, Facultad de Pesquería, Universidad Nacional Agraria La Molina Apartado 456, Lima 100-Perú.
- Mendoza, J. & A. Lares. 2003. A biomass dynamics assessment of the southeastern caribbean snapper-grouper fishery. *Fisheries research* 66 129-144.

- Jurado-Molina, J., JS. Palleiro-Nayar & NL. Gutierrez. 2009. Developing a bayesian framework for stock assessment and decisión analysis of red sea urchin fishery in Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas*, Vol. 35, Núm. 2, pp. 183-193.
- Morales-Bojórquez, E., J. López-Martínez, & S. Hernández-Vázquez. 2001. Dynamic catch-effort model for the brown shrimp (*Farfantepenaeus californiensis*) from the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 27(1):105-124.
- Morris, P. 1966. A field guide to Pacific Shells the person field series, Houghton, Mifflin Co. Boston, 2nd Edition.
- Mustelo, C., M. Álvarez y L. Flores. 2009. Crecimiento de *Anadara similis* (C.B. Adams, 1852) en la Reserva Ecológica de Manglares Cayapas-Mataje, remacam: Una aproximación basada en tallas. <http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/8081>.
- Ordinola, E., P. Montero, S. Alemán y J. Llanos. 2010. El bivalvo concha negra, *Anadara tuberculosa* (Sowerby), en los manglares de Tumbes, Perú. Febrero 2007 Instituto del Mar del Perú. Informe ISSN 0378-7702. Volumen 37 Números 3-4.
- Poma, C., D. Sarmiento, J. Cabanillas y C. Correa. 1980. Estudio de la concha negra: Bio-ecología, explotación y cultivo. Dirección Zonal de pesquería – Tumbes. Perú.
- Polacheck, T., R. Hilborn, & A.E. Punt. 1993 Fittin surplus production model: Comparing methods and measuring uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 2597-2607.
- Prager, M. H. 1994. A suite of extension of noequilibrium surplus-production model. *Fish Bull.* 92: 374-389.
- Puentes, G. V. 1997. Aspectos biológico pesqueros de la piangua *Anadara spp.* en el Parque Nacional Natural Sanquianga. Informe Final. Ministerio del Medio Ambiente, Unidad Administradora Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, 43pp.

- Punt, A. E. 1994. Assessments of the stocks of Cope hake (*Merluccius* spp.) off South Africa. *S. Afr. J. mar. Sci.* 12: 943-958.
- Punt, A. E. 2003. Extending production models to include process error in the population dynamics. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 60: 1217-1228.
- Punt, A. E. & R. Hilborn. 1996. Biomass Dynamic Models. User's manual. *FAO Computerized information series (Fisheries)* 10, pp. 34
- Punt, A. E. & D. S. Butterworth. 1995. The effects of future consumption by the Cape fur seal on catches and catch rates of the Cape hakes. 4. Modelling the biological interaction between Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* and Cape hakes *Merluccius capensis* and *M. paradoxus*. *South African Journal of Marine Science*, 16: 255–285.
- Quinn, T. J. & R. B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dynamics. *Oxford University Press*, New York, pp. 542
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board. Can.* 191, 381p.
- Russell, E. S. 1931. Some theorical consideration on the “overfishing problem”. *J. Cons. Int Explor. Mer.* 6:3-27.
- Schaefer, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of population's importan to the management of the comercial marine fisheries. *Bull. IATTC*, 1 (2): 27 – 56.
- Schaefer, M. B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfish tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter.Am. Trop. Tuna Com. Bull.* 2: 247-268.
- Sharp, D. G. 1995. It's about time: new beginnings and old good ideas in fisheries science *Fish. Oceanogr.* 4(4): 324-34.
- Sissenwine, M.P. 1978. Is MSY an adequate foundation for optimum yield? *Fisheries* 3 (6): 22-24

- Sparre, P., E. Ursin & S. C. Venema. 1989. Introduction to tropical fish stock assessment. Part I. Manual. FAO Fisheries Technical Paper 306.1, FAO, Rome, pp. 337.
- Stern-Pirlot, A. & M. Wolff, 2006. Population dynamics and fisheries potencial of *Anadara tuberculosa* (Bivalvia: Arcidae) along the Pacific coast of Costa Rica, Rev. Biol. Trop. Vol. 54 (Supl.1): 87-99, September 20.
- Terrence, J. G. II & R.B. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, 542 p.
- Vivar, L. 1996. Dinámica poblacional y tasa de explotación de *Anadara* (*Anadara*) *tuberculosa* "Concha Negra", en los manglares de Puerto Pizarro, Tumbes - Perú. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Trujillo, 35 pp.
- Villalobos, C. y Báez, A. 1983. Tasa de crecimiento y mortalidad en *Anadara tuberculosa* (Bivalvia: Arcidae) bajo dos sistemas de cultivo. *Revista Latinoamericana de Acuicultura*, 17, 15-24.
- Walters, C. J. & R. Hilborn. 1976. Adaptive control of fishing systems. J. Fish. Res. Board Can. 33: 145-159.
- Williams, E. H. & M. H. Prager. 2002. Comparison of equilibrium and nonequilibrium estimators for the generalized production model. Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences 59:1533-1552.
- Wolf, W., A. Gueye, T. Piersman & M. A. Sall. 1987. Distribution, biomass, recruitment and productivity of *Anadara senilis* (L) (Mollusca; Bivalvia) on the Banc D' Arguin, Mauritania. *Neth. J. Sea. Res.* 21: 243-253.

X. ANEXOS

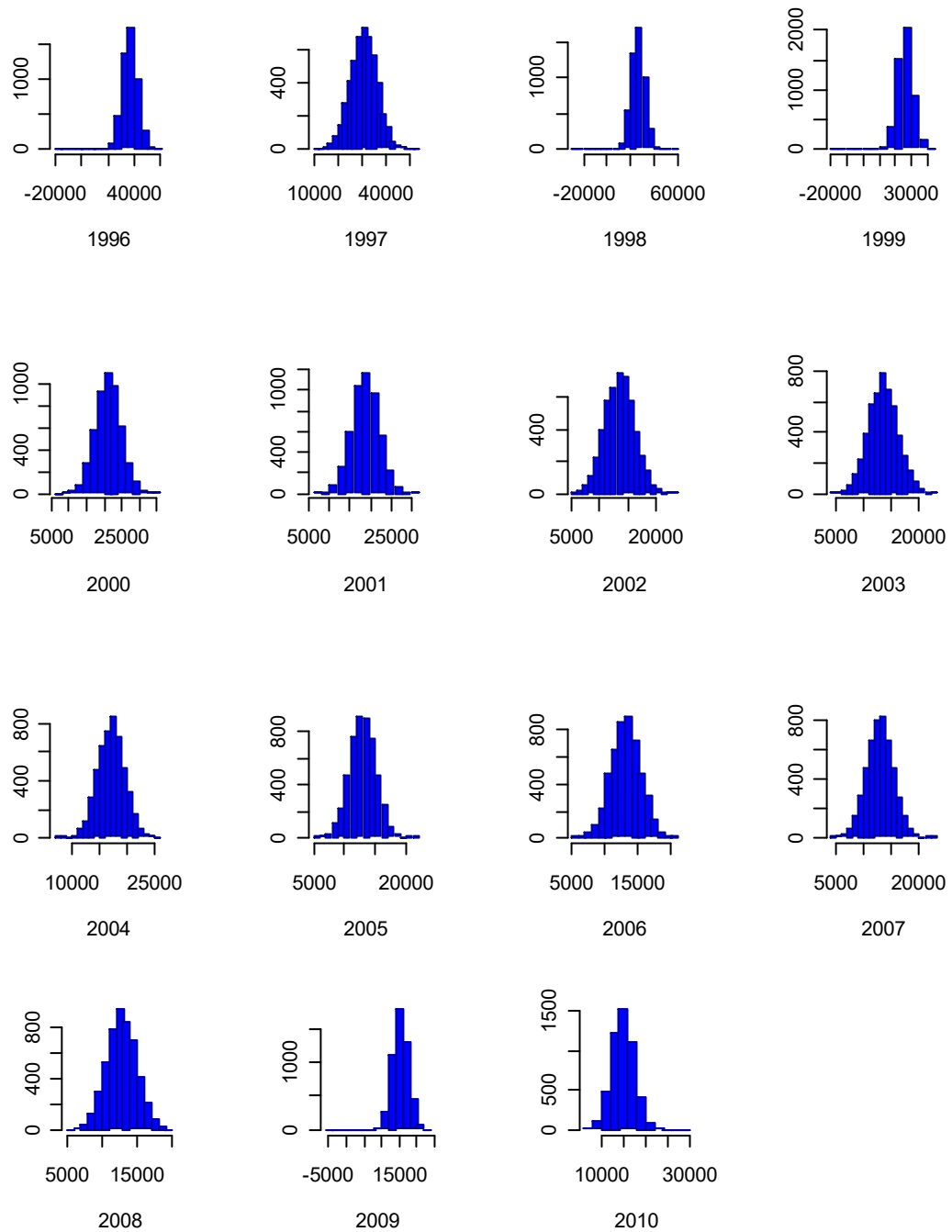


Figura 16. Frecuencia de distribuciones de la biomasa de “concha negra” por año, obtenidas mediante el Bootstrap con 5000 iteraciones para cada caso.

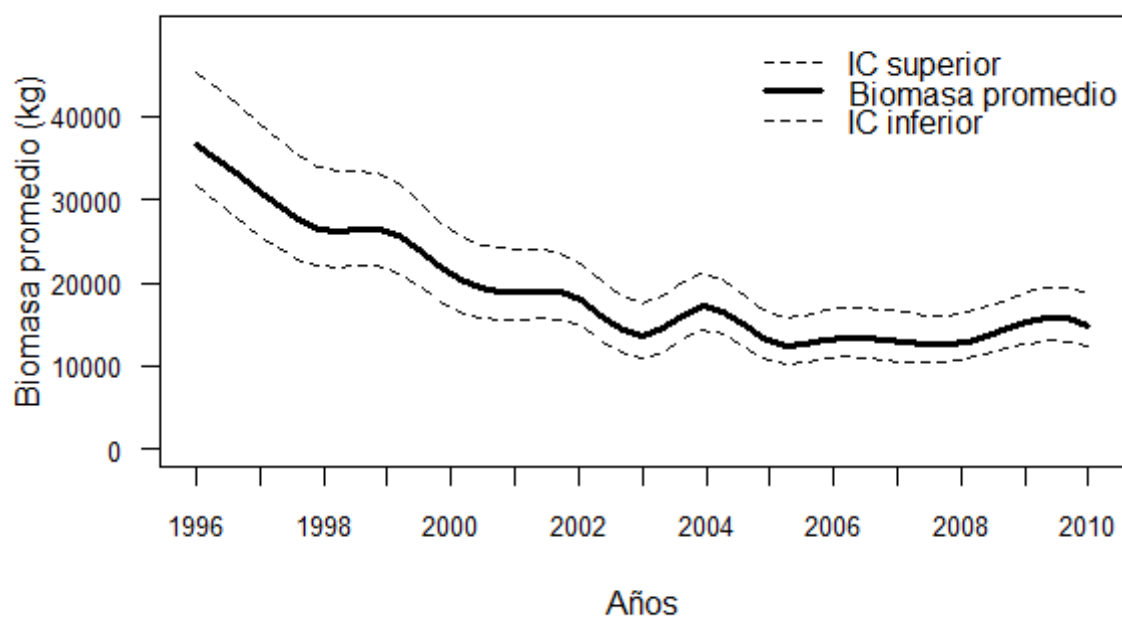


Figura 17. Estimación de la biomasa promedio (simulada) línea gruesa y los intervalos de confianza (IC) línea discontinua, de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.

Tabla 7. Biomasa y tasa de mortalidad por pesca estimada de “concha negra” en los manglares de Puerto Pizarro.

Años	Biomasa (kg)	Mortalidad por pesca (F)
1996	36809	0.25
1997	31228	0.28
1998	29075	0.25
1999	23125	0.28
2000	20834	0.27
2001	18598	0.22
2002	15331	0.31
2003	17797	0.24
2004	13760	0.26
2005	13868	0.23
2006	14069	0.27
2007	14370	0.31
2008	16205	0.28
2009	15080	0.21
2010	13517	0.16

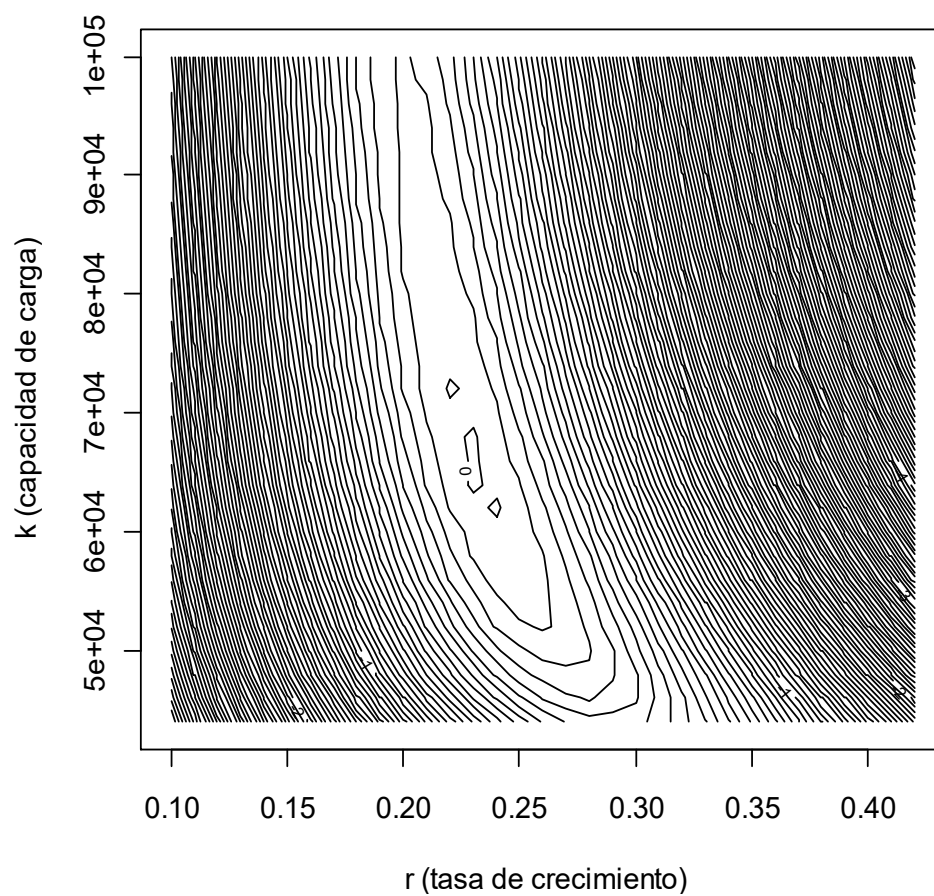


Figura 18. Máxima verosimilitud del modelo de biomasa dinámica, con error de proceso.